



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CARTOGRÁFICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS GEODÉSICAS E
TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO

LAÍZY DE SANTANA AZEVEDO

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS A DETECÇÃO DE MUDANÇAS NA POLUIÇÃO
ATMOSFÉRICA: Estudo de caso Nordeste Brasileiro**

Recife
2021

LAÍZY DE SANTANA AZEVEDO

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS A DETECÇÃO DE MUDANÇAS NA POLUIÇÃO
ATMOSFÉRICA: Estudo de caso Nordeste Brasileiro**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação.

Área de concentração: Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ana Lúcia Bezerra Candeias

Recife

2021

Catálogo na fonte
Bibliotecário Gabriel Luz CRB-4 / 2222

- A994g Azevedo, Laízy de Santana.
Geotecnologias aplicadas a detecção de mudanças na poluição atmosférica:
estudo de caso nordeste brasileiro / Laízy de Santana Azevedo. 2021.
79 f.; il., tabs., abrev. e siglas.
- Orientadora: Profa. Dra. Ana Lúcia Bezerra Candeias.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-graduação em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação,
Recife, 2021.
Inclui referências e apêndices.
1. Ciências Geodésicas. 2. Sensoriamento remoto. 3. Poluição atmosférica.
4. Isolamento social. 5. COVID 19. I. Candeias, Ana Lúcia Bezerra (Orientadora).
II. Título.

UFPE

526.1 CDD (22. ed.)

BCTG / 2022-09

LAÍZY DE SANTANA AZEVEDO

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS A DETECÇÃO DE MUDANÇAS NA POLUIÇÃO
ATMOSFÉRICA: ESTUDO DE CASO NORDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação. Área de concentração: Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação

Aprovado em: 27/05/2021

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Ana Lúcia Bezerra Candeias (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. João Rodrigues Tavares Júnior (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Ranyére Silva Nóbrega (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Minha gratidão primeiramente a Deus por ter me sustentado e ajudado, sem Ele eu não chegaria até aqui.

Aos meus pais, Luciano e Elíude, minha base. Sou eternamente grata por todo apoio, incentivo e dedicação.

Ao meu esposo Leonardo e ao meu irmão Thallys pelos incentivos e apoios de sempre.

Aos amigos e irmãos que a graduação nos deu em especial Evely, Eduardo, Gabriel e Charlene.

À minha orientadora Ana Lúcia, pelo incentivo e dedicação nesta jornada acadêmica.

A todos os professores que, de forma direta ou indireta participaram da minha formação, especialmente aos professores do departamento de Engenharia Cartográfica que foram essenciais para nortear nossa vida profissional. Aos professores da banca que acompanharam este trabalho e que foram fundamentais para finalização dele.

RESUMO

As geotecnologias são ferramentas de grande importância para auxiliar pesquisas em diversos ramos da ciência. O Sensoriamento Remoto, em especial, tem apresentado grandes evoluções no que diz respeito às informações extraídas a partir dos produtos gerados. A aplicação conjunta de diferentes sistemas-sensores é eficaz para diversos estudos que detectam mudanças ambientais. Neste sentido, a presente dissertação propõe identificar mudanças na poluição atmosférica do Nordeste Brasileiro através da detecção remota. Para isso, foram utilizados produtos diários de profundidade óptica de aerossol (AOD) do MODIS satélite Terra/Aqua e imagens do Sentinel 5P-TROPOMI para investigar mudanças no nível de AOD e NO₂ (Dióxido de Nitrogênio), respectivamente, durante o ano de 2020 em comparação com o mesmo período de 2019. Em março de 2020, a Organização Mundial de saúde (OMS), declarou a pandemia da Covid-19, que representou uma grave ameaça à saúde humana e ocasionou perdas econômicas de grandes proporções. Presumiu-se, então, que medidas preventivas de isolamento social, adotadas para retardar a disseminação do vírus, poderiam ter reduzido o nível de poluição do ar e, portanto, a concentração de NO₂ e AOD. As principais conclusões da dissertação revelaram que o nível de NO₂ em todo o Território Nordestino apresentou maior queda no segundo bimestre de 2020 (-4,69%), que corresponde ao período de rápido crescimento da pandemia e início dos eventos de bloqueio social. Já o quinto bimestre apresentou o maior aumento (+8,32 %). Em relação ao AOD, os resultados apontaram que apesar das desacelerações no convívio social, não houve diminuição significativa nos níveis de AOD no primeiro bimestre de 2020 em relação ao ano de 2019. Devido à grande extensão da área de estudo, também foi realizada a verificação dos níveis de poluentes em áreas estratégicas (áreas urbanas, industriais e entorno de reservatórios de água) e os resultados revelaram uma semelhança entre a análise realizada para o nordeste como um todo e para as áreas testes pois, o nível de NO₂ diminuiu nos dois primeiros bimestres e para o AOD essa diminuição ocorreu principalmente no quarto e quinto bimestre. Espera-se que a pandemia possa influenciar em futuras decisões políticas estratégicas no que diz respeito a métodos de controle da poluição do ar.

Palavras-chave: sensoriamento remoto; poluição atmosférica; isolamento social; covid-19.

ABSTRACT

Geotechnologies are tools of great importance for auxiliary research in different branches of science. Remote Sensing, in particular, has major evolutions in terms of information extracted from the products generated. The joint application of different sensor systems is effective for several studies that detect environmental changes. In this sense, this research proposes to identify changes in atmospheric pollution in Northeast Brazil through remote detection. For this purpose, the products of the optical aerosol depth (AOD) of the MODIS satellite Terra / Aqua and images from the Sentinel 5P-TROPOMI were used to investigate changes in the level of AOD and NO₂ (Nitrogen Dioxide), respectively, during the year of 2020 compared to the same period in 2019. In March 2020, the World Health Organization (WHO), presented the Covid-19 pandemic, which represents a serious threat to human health and caused losses to promote large proportions. It was assumed, then, that preventive measures of social isolation, adopted to delay the spread of the virus, may have reduced the level of air supply and, therefore, the concentration of NO₂ and AOD. The main consequences of the study revealed that the level of NO₂ across the Northeast Territory showed a greater fall in the second two months of 2020 (-4.69%), which corresponds to the period of rapid growth of the pandemic and the beginning of social blockade events. The fifth quarter showed the largest increase (+ 8.32%). Regarding AOD, the results showed that despite the decelerations in social interaction, there was no reduction in AOD levels in the first two bimonths of 2020 in relation to 2019. Due to the large extension of the study area, verification was also carried out the levels of pollutants in strategic areas (urban, industrial areas and surrounding water reservoirs) and the results revealed a coherence between an analysis carried out for the northeast as a whole and for the testis areas because the level of NO₂ decreased in the first two bimonthly and for AOD this decrease occurs mainly in the fourth and fifth bimonths. It is hoped that a pandemic may influence future strategic policy decisions with regard to methods of controlling the air source.

Keywords: remote sensing; atmospheric pollution; social isolation; covid-19.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1–	Desenho esquemático sobre SR.....	21
Figura 2–	Exemplo de assinatura espectral dos alvos.....	22
Figura 3–	Arquitetura de dados <i>MapReduce</i>	30
Figura 4–	Interface GEE.....	31
Figura 5–	Mapa de localização da área de estudo.....	32
Figura 6–	Localização das sub-regiões do Nordeste.....	33
Figura 7–	Localização das áreas testes – Recife e Caruaru.....	34
Figura 8–	Localização das áreas testes – Distrito Industrial de Maracanaú e Termoelétrica Pernambuco.....	35
Figura 9–	Localização das áreas testes – Reservatório de Sobradinho e Itaparica.....	35
Figura 10–	Fluxograma da metodologia.....	36
Figura 11–	Mapa das mudanças nos níveis de NO ₂ . (a), (b), (c), (g), (h), (i), representam 2019 e (d), (e), (f), (j), (k) e (l) representam 2020.....	41
Figura 12–	Média dos níveis de NO ₂ no quinto bimestre em todo o Brasil. a) 2019; b) 2020.....	43
Gráfico 1–	Comparação entre as emissões médias de NO ₂ dos anos de 2019 e 2020.....	44
Gráfico 2–	Coeficiente de variação bimestral do NO ₂ nos estados do Nordeste para 2019 e 2020.....	44
Figura 13–	Anomalias NO ₂ . (a), (b), (c), (d), (e) e (f) primeiro ao sexto bimestre, respectivamente, de 2020 com relação a 2019.....	45
Gráfico 3–	Médias das anomalias de NO ₂ por Estado.....	46
Gráfico 4–	Índices de isolamento social estados do Nordeste. a) Alagoas, Bahia e Ceará; b) Maranhão, Paraíba e Pernambuco, c) Piauí, Rio Grande do Norte Sergipe.....	47
Figura 14–	Mapa das mudanças nos níveis de AOD. (a), (b), (c), (g), (h), (i) representam bimestres de 2019. (d), (e), (f), (j), (k), (l) representam bimestres do ano de 2020.....	50
Gráfico 5–	Comparação entre as emissões médias de AOD dos anos de 2019 e 2020.....	51

Gráfico 6–	Coeficiente de variação bimestral do AOD nos estados do Nordeste para 2019 e 2020.....	52
Figura 15–	Anomalias AOD. (a), (b), (c), (d), (e), (f) primeiro ao sexto bimestre, respectivamente, de 2020 com relação a 2019.....	53
Gráfico 7–	Médias das anomalias de AOD por Estado.....	54
Gráfico 8–	Médias das anomalias do NO ₂ por áreas testes.....	56
Gráfico 9–	Médias das anomalias do AOD por áreas testes.....	56
Gráfico 10–	Painel índice de isolamento social – (a) Recife; (b) Caruaru.....	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1–	Variação da média do NO ₂ por bimestre.....	43
Tabela 2–	Variação da média do AOD por bimestre.....	51

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
AOD	Optical Depth of Aerosol (Profundidade Óptica de Aerossol)
CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
ESA	European Space Agency (Agência Espacial Europeia)
GEE	Google Earth Engine
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (Espectrorradiômetro de imagem de resolução moderada)
MP	Material Particulado
MPPE	Ministério Público do Estado de Pernambuco
NASA	National Aeronautics and Space Administration (Agência Espacial Americana)
NO ₂	Dióxido de Nitrogênio
NRTI	Near Real-Time (quase em tempo real)
O ₃	Ozônio
OMI	Ozone Monitoring Instrument (Instrumento de monitoramento de Ozônio)
OMS	Organização Mundial de Saúde
ONU	Organização das nações Unidas
SARS	Severe Acute Respiratory Syndrome (Síndrome Respiratória Aguda Grave)
SIG	Sistema de informações Geográficas
SO ₂	Dióxido de enxofre
SR	Sensoriamento Remoto
TOMS	Total Ozone Monitoring Instrument (Instrumento de Monitoramento do Ozônio Total)
TROPOMI	Tropospheric Monitoring Instrument (Instrumento de Monitoramento Troposférico)

USGS

United States Geological Survey (Serviço Geológico dos
Estados Unidos)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVO GERAL.....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3	EMBASAMENTO TEÓRICO.....	18
3.1	GEOTECNOLOGIAS APLICADAS AO MONITORAMENTO DE MUDANÇAS NA SUPERFÍCIE TERRESTRE.....	18
3.1.1	Uso de geotecnologias e a pandemia da covid-19.....	19
3.2	DETECÇÃO REMOTA E O ESTUDO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....	21
3.2.1	Poluentes atmosféricos.....	23
3.2.1.1	Dióxido de Nitrogênio – NO ₂	24
3.2.1.2	Profundidade Óptica de Aerossol –AOD.....	25
3.3	SATÉLITES SENSORES E PRODUTOS GERADOS.....	26
3.3.1	Sentinel- 5P TROPOMI.....	27
3.3.2	MODIS- AOD.....	28
3.4	PLATAFORMA DO GOOGLE EARTH ENGINE.....	29
4	METODOLOGIA.....	32
4.1	ÁREA DE ESTUDO.....	32
4.2	MATERIAIS.....	36
4.3	MÉTODOS.....	36
4.3.1	Recorte espacial das áreas estratégicas.....	37
4.3.2	Aquisição dos dados.....	37
4.3.3	Processamento.....	38
4.3.4	Pós-processamento.....	39
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
6	CONCLUSÕES.....	61
	REFERÊNCIAS.....	63
	APÊNDICE A- PROGRAMAÇÃO PARA CÁLCULO DO NO₂.....	78
	APÊNDICE B- PROGRAMAÇÃO PARA CÁLCULO DO AOD.....	79

1 INTRODUÇÃO

Tecnologias da Geoinformação, em especial o Sensoriamento Remoto (SR) juntamente com o geoprocessamento, são de grande importância para auxiliar pesquisas em diversas áreas (DIAS *et al.*, 2020; AMARAL *et al.*, 2020; SILVA e LIMA, 2020). O SR, nos últimos anos vem sendo bastante aceito no meio acadêmico por proporcionar acesso gratuito a softwares e produtos como as imagens de satélites (COELHO e CORREA, 2013).

De acordo com Ferreira Júnior e Dantas (2018), devido aos avanços tecnológicos, a utilização de satélites tornou-se uma ferramenta de extrema importância para estudos relacionados à configuração da superfície terrestre. Esses estudos são essenciais para identificar e monitorar mudanças, permitindo dessa maneira, uma melhor análise, manipulação e gestão dos recursos naturais.

O SR é uma ferramenta importante para a obtenção de dados, realização de tarefas de proteção do ambiente natural, bem como, para decisões de planejamento, fornecendo estruturas básicas de observação do meio ambiente (BLASCHKE e KUX, 2007). Ele fornece subsídios para estudos em diversas áreas e para mapeamento de mudanças ambientais não é diferente. Liang *et al.*, (2020) utilizaram detecção remota e análise de tendência para detectar mudanças na vegetação da China. Silva (2018), estudou e mapeou alguns fatores que caracterizam a seca na Península Ibérica usando técnicas de SR entre os anos 2000 e 2017. Já Filonchyk *et al.*, (2020) avaliaram a poluição atmosférica próximo a fontes potenciais no deserto de Gobi na China.

Por meio do processamento de imagens de satélite é possível estimar elementos relacionados a superfície terrestre, como: precipitação, vegetação, umidade, temperatura da superfície, poluentes atmosféricos, dentre outros. Esses dados podem ser direcionados para confecção de mapas, gráficos, tabelas e outras formas de representação, auxiliando em processos de planejamento e tomada de decisão.

Nos últimos anos, a população mundial tem experimentado um crescimento muito rápido. Informações contidas num relatório elaborado pela Organização das Nações Unidas – ONU (2019), estima que a população mundial deve aumentar em cerca de 2 bilhões de pessoas nos próximos 30 anos, chegando em 9,7 bilhões de indivíduos em 2050. Esse crescimento acelerado traz como uma das principais

consequências o aumento da poluição do ar visto que suas principais causas são: urbanização, transporte e consumo de energia (KAPLAN e AVDAN, 2020).

Neste contexto, dados provenientes de SR são importantes para subsidiar pesquisas sobre o monitoramento da qualidade do ar, visto que, dados oriundos de estações de monitoramento terrestre são escassos e até mesmo ausentes. Autores como OMRANI *et al.*, (2020) afirmam que dados de poluição obtidos por detecção remota facilitam estudos para áreas extensas fornecendo informações com boa resolução espacial e temporal.

Segundo Hou *et al.*, (2019), o crescimento populacional aliado a exposição a poluentes atmosféricos geram impactos negativos na qualidade do meio ambiente e na saúde humana. Autores como Campbell-Lendrum e Prüss-Ustün (2019) afirmam que a poluição do ar juntamente com as alterações climáticas, constituem-se como uma das ameaças mais sérias para saúde global. No ano de 2016, a Organização Mundial da Saúde (OMS) apontou a poluição como um fator de grande risco para a saúde ambiental mundial. Neste contexto, o estudo de poluentes atmosféricos é fundamental pois, eles trazem consequências negativas para a população. Ainda de acordo com a OMS (2016), anualmente, a poluição do ar contribuiu para aproximadamente 7,6% do número total de mortes mundiais.

No final do ano de 2019, um evento epidêmico começou na cidade de Wuhan, na China. O surto de um vírus, chamado de novo coronavírus (Covid-19), iniciou-se na China e em março de 2020, o vírus se espalhou globalmente e foi declarado como pandemia pela OMS. Esse vírus ocasionou um isolamento social como principal forma de diminuição do seu contágio.

Segundo Berman e Ebisu (2020), a pandemia da Covid-19 afetou consideravelmente a sociedade humana, incluindo cuidados com a saúde, economia e relações sociais. Apesar dos impactos da Covid-19 na saúde continuarem sendo o foco principal de muitas pesquisas, ainda existem lacunas sobre como a pandemia pode impactar outras áreas, como a poluição do ar. Além da exposição à poluentes ser um fator de risco para a saúde humana (Burnett *et al.*, 2018), entender como a poluição do ar é afetada por interrupções extremas nas relações sociais devido a Covid-19 pode fornecer subsídios importantes em relação ao controle das emissões de poluentes atmosféricos.

As medidas extremas para controlar a disseminação do vírus ocasionaram a redução de aerossóis e poluentes atmosféricos devido à interrupção das emissões de base antropogênica. Estudos realizados pela NASA (2020) mostraram que a poluição atmosférica diminuiu consideravelmente em algumas regiões do mundo, principalmente na China, em decorrência das medidas de distanciamento social estabelecidas para retardar a disseminação desse vírus. Aqui no Brasil também foram realizados estudos para verificar o impacto da pandemia da Covid-19 na qualidade do ar, porém, a grande maioria desses estudos concentraram-se nas regiões sul e sudeste do país (DANTAS *et al.*, 2020; NAKADA e URBAN, 2020).

Além desses estudos, autores como Ogen (2020), também buscaram relacionar a poluição atmosférica como um fator de impacto no agravamento do quadro clínico de pacientes que contraíram o vírus. Chen *et al.*, (2007) destacam alguns dos maiores poluentes atmosféricos sendo eles: dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO₂), ozônio (O₃), monóxido de carbono (CO) e dióxido de carbono (CO₂). Quantidades elevadas de O₃ e NO₂ próximas a superfície terrestre podem causar graves problemas de saúde, como doenças pulmonares e cardiovasculares, por exemplo.

Observações de satélite para detectar mudanças na qualidade do ar vem sendo utilizadas a mais de quatro décadas a partir dos dados do *Total Ozone Monitoring Instrument* (TOMS), *Ozone Monitoring Instrument* (OMI), *MODIS aerosol optical depth* (AOD) e *Sentinel-5 Precursor Tropospheric Monitoring Instrument* (Sentinel-5P TROPOMI).

Instrumentos como esses foram projetados visando observar vários poluentes presentes na estratosfera e troposfera, como o O₃, SO₂, CO, NO₂ e aerossóis. Dentre todos esses poluentes podemos destacar o NO₂ e os aerossóis. O NO₂ é um dos principais componentes da poluição do ar urbana sendo gerado principalmente por ações antrópicas. Ele é considerado um precursor do O₃ e da chuva ácida (Bechle *et al.*, 2013). Já os aerossóis, segundo Lal *et al.*, (2020), contribuem para mudanças climáticas pois, o aumento nos níveis de Profundidade Ótica de Aerossol (AOD) afetam a estabilidade atmosférica, a precipitação, o ciclo hidrológico, a cobertura vegetal e seu crescimento além de aumentar os problemas respiratórios em humanos e diminuir a visibilidade em áreas urbanas.

Convencionalmente, a qualidade do ar é monitorada através de estações terrestres. Essas medições no solo, apesar de serem capazes de indicar precisamente

o nível de concentração de poluentes atmosféricos e suas variações temporais, apresentam um monitoramento limitado pelo alto custo e escassa cobertura espacial. Além disso, as observações realizadas na superfície não podem capturar a variação vertical de poluentes acima dela. Nesse sentido, a detecção remota apresenta maiores vantagens pois fornece informações sobre a poluição do ar em áreas extensas, de maneira rápida e eficiente (SOUZA *et al.*, 2017).

Nesse contexto, este trabalho buscou verificar mudanças nos níveis de poluentes atmosféricos na região nordeste do Brasil, analisando também, de maneira detalhada, algumas áreas consideradas fontes potenciais de emissão de poluentes e áreas que sofrem impactos negativos com a poluição do ar. Além disso, também buscou-se estudar a relação entre poluentes do ar e o isolamento social ocasionado em função da pandemia da Covid-19. Este estudo foi realizado utilizando-se processamento de imagens do TROPOMI Sentinel – 5P e MODIS AOD ao longo dos anos de 2019 e 2020 a fim de realizar a comparação entre esses anos.

O estudo foi conduzido utilizando-se a plataforma de processamento de dados Google Earth Engine (GEE) que disponibiliza as imagens de satélite e permite seu processamento em nuvem. Essa plataforma hospeda imagens de satélite, incluindo imagens históricas de mais de quarenta anos, e as armazena em um arquivo de dados público, disponibilizando-as para mineração de dados em escala global e é chamada de Google Earth Engine - GEE (GORELICK *et al.*, 2017). Ela surgiu em maio de 2013 e combina a capacidade de mapeamento global da empresa Google com produtos como os da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) e do USGS (*US Geological Survey*), disponibilizando dados para detectar mudanças, mapear tendências e quantificar diferenças na superfície terrestre (GALLAGHER, 2013).

O GEE traz uma grande viabilidade para este projeto, pelo diferencial que carrega, em particular no âmbito da detecção remota, quando comparada a outros softwares GIS. Através dela pode ser feito o cálculo, análise de informações geoespaciais e manipulação nas nuvens de um grande volume de dados em curto período de tempo.

2 OBJETIVOS

Nesta seção serão apresentados os objetivos desta dissertação sendo eles subdivididos em objetivo geral e objetivos específicos.

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar mudanças na poluição atmosférica da região Nordeste do Brasil através de detecção remota.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Selecionar áreas consideradas fontes potenciais de emissão de poluentes e áreas que sofrem impactos negativos com a poluição do ar no interior da área de estudo.
- Analisar alterações nos poluentes atmosféricos dióxido de nitrogênio e aerossóis nas áreas selecionadas utilizando dados MODIS e Sentinel.
- Associar dados de poluição atmosférica com índices de isolamento social ocasionados em função da pandemia da Covid-19.

3 EMBASAMENTO TEÓRICO

Nesta seção serão abordados conceitos importantes que serviram de base para o desenvolvimento desta dissertação, bem como, para auxiliar na compreensão das análises e na interpretação dos resultados.

3.1 GEOTECNOLOGIAS APLICADAS AO MONITORAMENTO DE MUDANÇAS NA SUPERFÍCIE TERRESTRE

As geotecnologias estão cada vez mais presentes no cotidiano da sociedade pois trazem inúmeros benefícios, como ganhos de produtividade e melhoria do custo-benefício. Rosa (2005) afirma que as geotecnologias englobam um conjunto de tecnologias destinadas a coleta, processamento e análise de informações com referência geográfica, constituindo-se como importante ferramenta para o planejamento e gestão territorial. Dentre as geotecnologias podemos ressaltar o Sensoriamento Remoto e o Geoprocessamento.

De acordo com Novo (2010), o SR utiliza de maneira conjunta, sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamentos de transmissão de dados colocados a bordo de aeronaves, espaçonaves ou outras plataformas, com a finalidade de estudar fenômenos e processos que ocorrem na superfície do planeta Terra a partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que os compõem em suas mais diversas manifestações.

A partir dessa ferramenta obtêm-se imagens e outros tipos de dados da superfície terrestre, por meio da captação e do registro de energia refletida ou emitida pela superfície. Para que haja um melhoramento do aspecto visual de certas feições, facilitando sua interpretação e inclusive produtos que possam ser posteriormente submetidos a outros processamentos é necessário que as imagens sejam manipuladas (SPRING, 1996).

Nesse contexto, destaca-se também o Processamento Digital de Imagens (PDI) que se refere a manipulação de uma imagem por computador de modo que a entrada e a saída do processo sejam imagens. Segundo Silva (2001), a função principal do PDI é fornecer ferramentas para facilitar a identificação e a extração da informação contida nas imagens, para posterior interpretação.

O Geoprocessamento é uma técnica que utiliza elementos matemáticos e computacionais para tratar de informações geográficas (REGHINI e CAVICHIOLI, 2020). Para Silva (2019), é o conjunto de tecnologias voltadas a coleta e tratamento de informações espaciais para um objetivo específico. As atividades envolvendo o geoprocessamento são executadas por sistemas específicos mais comumente chamados de SIG.

As geotecnologias têm sido amplamente empregadas para estudo e detecção de mudanças da superfície terrestre proporcionando um melhor entendimento sobre a organização do espaço. Neste contexto, muitas pesquisas têm se destacado, dentre elas podemos citar Sobral *et al.*, (2017) que utilizaram geotecnologias na gestão de reservatórios de água, Lima *et al.*, (2017) que aplicaram geotecnologias para detectar mudanças na cobertura vegetal da bacia hidrográfica do Rio Inhaúma – PE/AL. Lu *et al.*, (2019) que avaliaram temperatura, vegetação e materiais particulados através de geotecnologias em megacidades na Eurásia e Anjos (2021) que criou uma modelagem espacial de doenças e analisou suas relações com fatores socioeconômicos, morfoclimáticos e infraestruturais.

3.1.1 Uso de geotecnologias e a Pandemia da COVID- 19

Em 11 de março de 2020, a Organização Mundial da Saúde (OMS) declarou a pandemia da Covid-19, doença causada pelo novo coronavírus (Sars-Cov-2). A Síndrome Respiratória Aguda Grave, também chamada de Sars-cov-2, atingiu o mundo devido a rápida transmissão humana desencadeando alta taxa de mortalidade e perdas econômicas significativas em todo o mundo (BUKARI E JAMEEL, 2020).

Da mesma forma que outras doenças, tais como gripe espanhola (1918), varíola mexicana (1967), AIDS (1980), SARS (2002) e gripe aviária (2005), a pandemia Covid-19 tem ocasionado grandes impactos no mundo inteiro. Em 31 de dezembro de 2019, foi notificado o primeiro caso de Covid-19 na região de Wuhan, na província de Hubei na China (SHI *et al.*, 2020). A partir daí, o vírus se espalhou rapidamente por todo o mundo.

No Brasil, o Ministério da Saúde confirmou o primeiro caso de Covid-19 no dia 26 de fevereiro de 2020 no estado de São Paulo. Um homem de 61 anos deu entrada com histórico de viagem para Itália, região da Lombardia. Desde então, ocorreu um aumento exponencial no número de casos e de morte devido a esse vírus. O Brasil

carrega um risco significativo devido à alta densidade populacional e desigualdades sociais (BARRETO *et al.*, 2020).

Como tentativa de diminuição da disseminação da doença, várias medidas foram implementadas em todo o mundo, como: o distanciamento social, limitação na quantidade de pessoas em agrupamentos, bloqueios parciais, proibições de viagens extensas, quarentenas em massa, etc. De acordo com Long e Feng (2020), essas medidas ocasionaram um impacto direto nas relações sociopolíticas locais e globais e no crescimento econômico. Porém, muitos pesquisadores notaram que essas medidas melhoraram a qualidade do ar devido à redução das emissões de base antropogênica.

Geotecnologias tem sido empregadas como ferramenta para diversos estudos relacionadas a Covid-19. Na área de saúde, ambiental, econômica, social, pesquisadores tem realizado uma corrida científica para buscar não só uma cura e tratamento para esse vírus, mas também entender seus possíveis impactos em diversas áreas.

Em relação ao estado da arte, podemos citar Rizzatti *et al.*, (2020) que desenvolveram uma metodologia para mapeamento de “sintomas” e “situação dos pacientes” com casos confirmados de Covid-19 nos municípios do estado do Rio Grande do Sul. Rizzatti *et al.*, (2020) em outra pesquisa avaliaram geograficamente o risco de Covid-19 em população a partir de 50 anos na área urbana de Santa Maria, RS, Brasil. Já Reginato *et al.*, (2020) elaboraram uma coleção de mapas temporais como auxílio na representação da difusão da Covid-19 no Estado de Santa Catarina.

Várias universidades brasileiras criaram projetos voltados ao estudo da Covid-19 como foi o caso do *Dashboard* da Covid-19 para municípios de Alagoas da Universidade Federal de Alagoas (UFAL) e o projeto COVIDecart da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

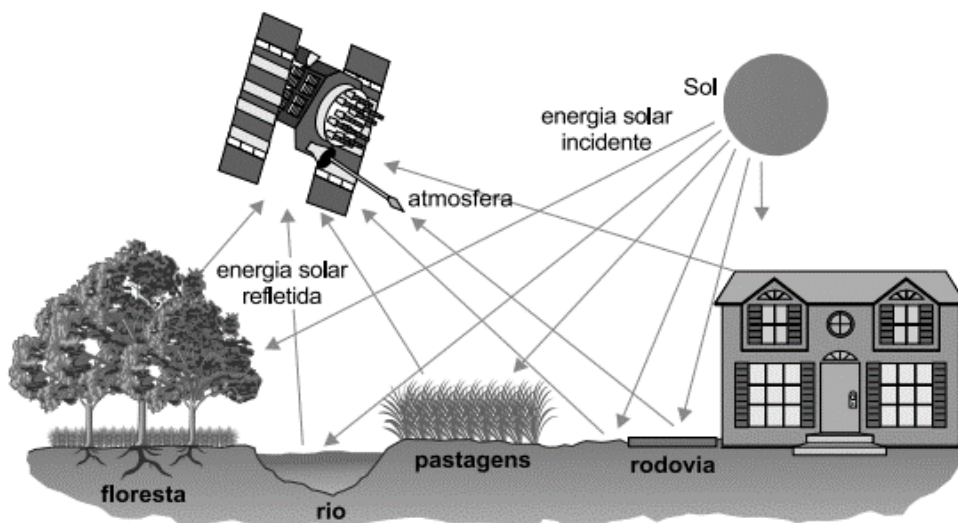
Cientistas detectaram através de satélites da NASA e da Europa, redução significativa de um dos principais poluentes atmosféricos (o NO₂) sobre a China após interrupção do transporte e de grande parte de sua economia (Earth Observatory-NASA, 2020). Silva Neto e Aleixo (2020) mapearam a disseminação dos casos confirmados da Covid-19 no estado do Amazonas, nos meses de março a junho de 2020. Já Santos Júnior *et al.*, (2020) realizaram um levantamento bibliográfico sobre as tecnologias digitais e de geoprocessamento aplicadas ao monitoramento do coronavírus.

3.2 DETECÇÃO REMOTA E O ESTUDO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Segundo Lillesand, Kiefer e Chipman (2015), o SR remete a utilização de sensores para aquisição de informações sobre um objeto (alvo), área ou fenômeno da superfície, sem que haja contato direto entre eles. Técnicas de detecção remota têm sido utilizadas para estudar diversos fenômenos. De acordo com Campbell e Wynne (2011), na detecção remota, um conceito fundamental é o da radiação eletromagnética. Entender a sua interação com alvos como a vegetação, os corpos d'água e até a atmosfera, é essencial já que a radiação recebida pelo sensor sofre alterações específicas devido as propriedades desses elementos.

A obtenção de dados da superfície terrestre por meio do SR facilita o acompanhamento e avaliação da evolução da paisagem, permitindo consequentemente, o seu monitoramento ao longo prazo (Figura 1). Os sensores registram as informações por meio da radiação eletromagnética que pode ser emitida diretamente pelo sensor, sensor ativo, ou pelo sol, sensor passivo (ARAÚJO, 2017).

Figura 1- Desenho esquemático sobre SR



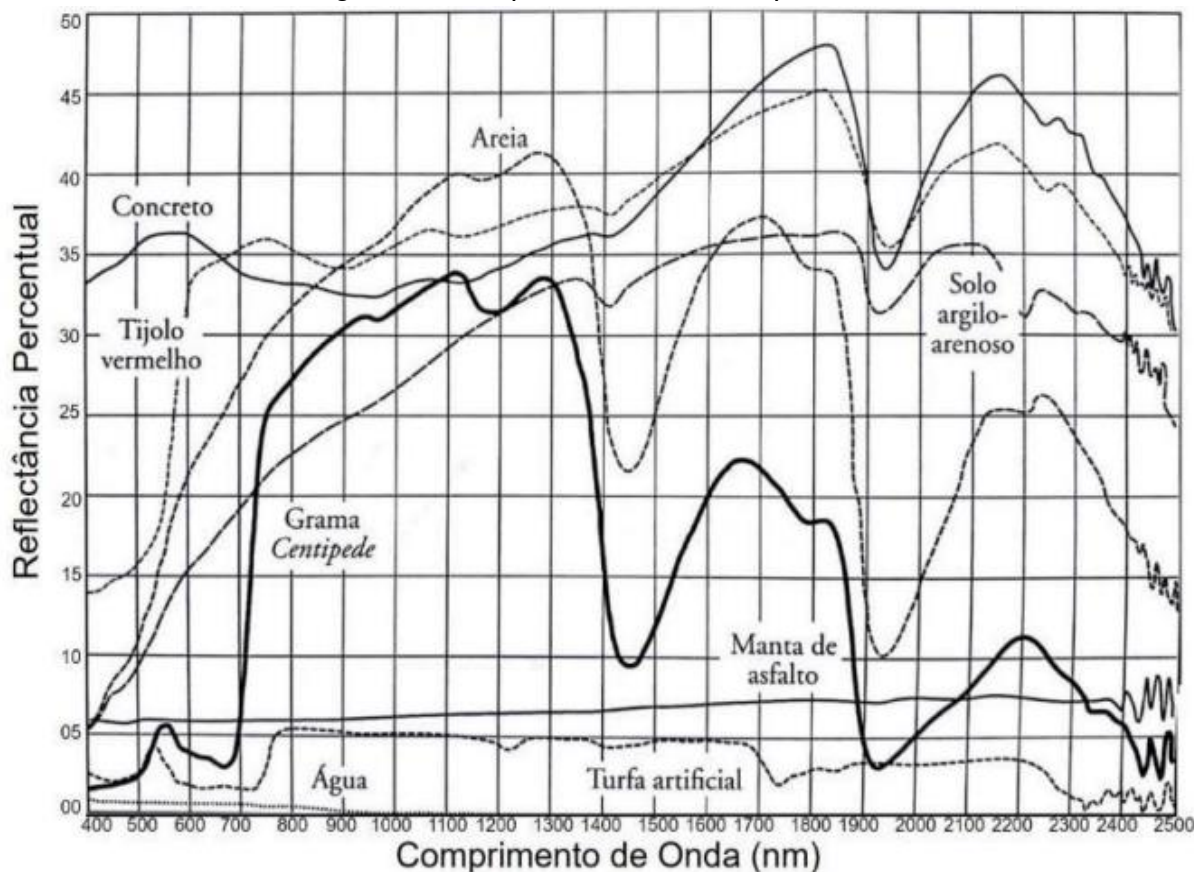
Fonte: Atlas Geográfico escolar - IBGE (2000).

O SR utiliza as informações provenientes das interações das ondas eletromagnéticas emitidas, ou refletidas, nos objetos observados em cada faixa de comprimento de onda. Em função da estrutura física e química do alvo, as informações dessas interações são registradas em diferentes faixas espectrais (SILVA, 2016).

De acordo com Westphalen (2018), os objetos são diferenciados pela assinatura espectral referente ao comprimento de onda refletido e lido pelo sensor. As folhas da vegetação, por exemplo, têm características distintas que se traduzem na energia que refletem, incluindo até a orientação e estrutura de uma folha. A quantidade

de energia refletida de um comprimento de onda em particular depende do pigmento da folha. De maneira similar, também podemos distinguir os diferentes tipos de minerais presentes no solo e na água segundo diferentes comprimentos de onda refletidos (Figura 2).

Figura 2- Exemplo de assinatura espectral dos alvos



Fonte: Jensen (2009).

Em relação ao estado da arte, existem inúmeros trabalhos publicados, nacionais e internacionais, utilizando a detecção remota como base. Entre eles, destacam-se Mendoza, Teodoro e Cando (2019) que realizaram uma estimativa espacial das concentrações de ozônio na superfície em Quito, Equador, com dados de sensoriamento remoto, medições de poluição do ar e variáveis meteorológicas. Já Nair *et al.*, (2020) avaliaram a contribuição da queima de resíduos agrícolas na qualidade do ar de Delhi (Índia) usando Sensoriamento Remoto e ferramentas de modelagem. Smit *et al.*, (2019) monitoraram a qualidade do ar nas estradas e mediram as emissões dos veículos com sensoriamento remoto em uma área urbana da Austrália. Metya *et al.*, (2020) verificaram que bloqueios da Covid-19 melhoraram a qualidade do ar nas regiões do sudeste asiático, conforme visto pelos satélites de sensoriamento remoto.

3.2.1 Poluentes atmosféricos

A poluição atmosférica refere-se a emissão de substâncias químicas nocivas e partículas, provenientes de atividades humanas ou processos da natureza, em quantidades que possam prejudicar a saúde do ser humano e o meio ambiente. Essas substâncias são chamadas de poluentes (ANDRADE, 2019).

De acordo com a resolução 003/1990 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), poluente atmosférico é toda forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora, prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (BRASIL, 1990).

Os poluentes atmosféricos podem ser classificados de acordo com sua classe química, origem e estado físico. Em relação a classe química podem ser orgânicos e inorgânicos. Em relação a origem, podem ser primários e secundários, sendo os primários emitidos da fonte para a atmosfera, e os secundários formados devido as condições químicas favoráveis. Com relação ao estado físico podem ser: material particulado, gases e vapores (ALMEIDA, 1999).

A origem dos poluentes pode ser natural, como o vulcanismo, descargas elétricas e ações bacterianas, ou ainda, de origem antropogênica, como queima de combustíveis de veículos, indústrias, incineradores, entre outros (MARTIN e MARTIN, 2020). Dentre os poluentes existentes podemos destacar o monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), ozônio (O₃), hidrocarbonetos (HC) e óxidos de nitrogênio (NO_x). Todos estes são de origem antrópica, ou seja, emitidos por processos humanos, com exceção do ozônio que é um poluente secundário e depende da presença de outros poluentes e luz solar para se formar (ANDRADE, 2019).

Em relação ao estado da arte sobre estudo de poluentes atmosféricos, podemos destacar as pesquisas listadas a seguir: Wang, Li e Zhou (2019) que verificaram o impacto do crescimento econômico da China e da estrutura de consumo de energia nos poluentes atmosféricos. Allemand *et al.*, (2017) que analisaram a influência de fatores meteorológicos e poluentes atmosféricos no risco de nascimento prematuro. Yang *et al.*, (2019) que realizaram um mapeamento de alta resolução das

emissões veiculares de poluentes atmosféricos com base em conjuntos de dados de tráfego do mundo real em grande escala para Pequim (China). Marques (2017) que desenvolveu uma modelagem matemática da dispersão de poluentes atmosféricos em indústria siderúrgica no Ceará.

3.2.1.1 Dióxido de Nitrogênio – NO₂

O NO₂ é um gás poluente, com cheiro forte e coloração castanha que fica concentrado próximo às fontes poluidoras, dando um tom escuro ao ambiente com maiores taxas de concentração. Esse gás é nocivo e de acordo com Requía *et al.*, (2016) a presença dele em zonas urbanas é proveniente, principalmente, da locomoção dos veículos, queima de gasolina, carvão e diesel por veículos a motor, usinas de energia e instalações industriais, ou seja, sua presença está estritamente relacionada a ações antropogênicas.

De acordo com Relatório de qualidade do ar da Agência Europeia de Meio Ambiente (EEA) no ano de 2018, mais de 60% desse gás nas cidades europeias foi proveniente do escapamento de veículos motorizados. Outras fontes são petróleo e refino de metais, geração de eletricidade a partir de centrais elétricas a carvão, outras indústrias de manufatura e processamento de alimentos. Altas concentrações desse poluente podem ocasionar o aumento de internações hospitalares, devido a problemas respiratórios e pulmonares e agravamento à resposta das pessoas sensíveis a alérgenos. No ambiente pode levar a formação de smog fotoquímico e a chuvas ácidas.

O smog fotoquímico é um fenômeno típico de regiões quentes, de clima seco, que pode proporcionar picos de poluição em dias quentes com muito sol provenientes do escapamento de veículos que liberam vários poluentes para a atmosfera, é caracterizado pela formação de nuvens compostas por fumaça, neblina, ar, poluentes gasosos e partículas sólida (CERATTI *et al.*, 2018). Esse fenômeno pode causar problemas respiratórios, irritação dos olhos, vermelhidão e pode levar até à cegueira além de alterar o sistema imunológico. Já chuva ácida está relacionada a deposição de constituintes ácidos que se dissolvem nas nuvens e nas gotas de chuvas, para formar uma solução de pH inferior a 5,6 (ABREU, 2005). Esse fenômeno pode causar contaminação do lençol freático, corrosão da pintura de carros e motos, surgimento

de doenças pulmonares, degradação de construções e monumentos históricos dentre outras consequências.

Atualmente, esse poluente tem sido estudado por diversos pesquisadores que buscam relacionar mudanças nas emissões desse gás ao isolamento social causado em função da Covid-19. Ogen (2020) examinou a relação entre a exposição a longo prazo ao NO₂ e a fatalidade do coronavírus utilizando o Sentinel-5P para mapear o NO₂ troposférico. A análise espacial foi conduzida em escala regional e combinada com o número de ocorrências de morte de 66 regiões administrativas da Itália, Espanha, França e Alemanha. Os resultados apontaram que 78% dos casos fatais ocorreram em cinco regiões localizadas no norte da Itália e no centro da Espanha e essas mesmas regiões apresentaram as maiores concentrações de NO₂ indicando que a exposição a longo prazo a esse poluente pode ter contribuído nas mortes causadas em função da Covid-19.

Um estudo realizado aqui no Brasil por Dantas *et al.*, (2020) na cidade do Rio de Janeiro verificou o impacto da pandemia de Covid-19 na qualidade do ar da cidade, comparando as concentrações de monóxido de carbono, dióxido de nitrogênio e ozônio durante o bloqueio parcial com valores obtidos no mesmo período de 2019.

3.2.1.2 Profundidade óptica de Aerossol – AOD

Outro fator relacionado a poluição atmosférica que deve ser analisado são os aerossóis atmosféricos pois, eles geram efeitos diretos e indiretos no clima. O AOD é um parâmetro relacionado as partículas de aerossol que indicam a carga de aerossol na atmosfera, e é apontado como um fator primordial em estudos de mudanças climáticas (PAN *et al.*, 2010).

Segundo Prado e Coelho (2017), o AOD é um parâmetro físico adimensional que indica o quanto o feixe de radiação é atenuado pelos aerossóis à medida que se propaga em uma determinada camada da atmosfera que contenha aerossóis. Eles podem ser definidos como partículas sólidas ou líquidas em suspensão na atmosfera provenientes tanto de fontes naturais quanto de antropogênicas, dentre elas: poeira mineral do solo, fuligem e gases de erupções vulcânicas, material biogênico de floresta, queima de biomassa, dentre outras.

Segundo esses mesmos autores, aqui no Brasil, uma das principais fontes de aerossóis é a queima da biomassa utilizada na preparação do solo para a prática

agropecuária. Dependendo da quantidade e composição química, os aerossóis podem influenciar diversos fatores como: qualidade do ar, características das nuvens, balanço radiativo e precipitação.

As medições dos níveis de AOD amplamente utilizadas em todo o mundo com alta precisão são baseadas em solo. As principais redes de observação terrestre incluem a *China Aerosol Remote Sensing Network* (CARSNET), a *Sky Radiometer Network* (SKYNET) e a *Aerosol Robotic Network* (AERONET) (XIAO *et al.*, 2016).

Devido à má distribuição espacial dessas estações de monitoramento em solo, existe uma grande dificuldade de se obter a distribuição de AOD em grande escala. Como alternativa a este problema, o uso de dados provenientes de Sensoriamento Remoto tem se mostrado uma ferramenta importante para conduzir pesquisas AOD espaço-temporais em grande escala. Estudos recentes mostram a importância de pesquisas sobre os aerossóis demonstrando suas contribuições para mudanças climáticas em escalas regionais a globais (Huang *et al.*, 2020).

Muitos pesquisadores têm realizado estudos do AOD durante os períodos de bloqueio em função da Covid-19 para entender a influência das atividades antrópicas no nível do aerossol troposférico. Dentre eles podemos destacar Ranjan *et al.*, (2020) que estudaram os efeitos do bloqueio devido ao SARS Covid-19 na profundidade óptica do aerossol (AOD) em regiões urbanas e de mineração na Índia e Lal *et al.*, (2020) que avaliaram o impacto da pandemia SARS Covid-19 no meio ambiente global em relação a concentração de AOD e monóxido de carbono.

3.3 SATÉLITES, SENSORES E PRODUTOS GERADOS

Dentre as condições para a existência do SR, está a ocorrência de uma medição, à distância, das propriedades dos objetos ou alvos. As principais propriedades dos alvos que são medidas pelos sensores remotos são a capacidade de reflexão e de emissão de energia eletromagnética (EPIPHANIO, 2002).

Ainda segundo Epiphanyo (2002), os sensores remotos fazem parte dos “Sistemas de Sensoriamento Remoto”. Esses sistemas são os veículos e instrumentos necessários à coleta de dados para serem analisados pela comunidade científica e usuários em geral. Existe uma grande associação entre SR e satélites artificiais. Os satélites são veículos colocados em órbita da Terra e que promovem continuamente a aquisição de dados relacionados às propriedades dos objetos.

Atualmente existem diversos satélites em operação e cada um deles carrega a bordo sensores com características distintas a fim de gerar diferentes produtos como: imagens, gráficos, dentre outros. Como o objetivo desta dissertação não é estudar os diferentes tipos de satélites e sensores, nos próximos tópicos serão abordadas algumas características do SENTINEL -5P TROPOMI e TERRA/AQUA MODIS AOD.

3.3.1 Sentinel – 5P TROPOMI

O Sentinel – 5P (Precursor) faz parte do programa de monitoramento global Copernicus, uma empresa conjunta da Comissão Europeia e da Agência Espacial Europeia (ESA). A missão Copernicus Sentinel-5P é a primeira missão da Copernicus dedicada ao monitoramento da atmosfera (ESA, 2020).

A missão consiste em um satélite com o instrumento *Tropospheric Monitoring Instrument* (TROPOMI) cujo objetivo principal é realizar medições atmosféricas com alta resolução espaço-temporal, a serem usadas em estudos da qualidade do ar, radiação de ozônio e ultravioleta e monitoramento e previsão do clima. O satélite foi lançado em outubro de 2017 na Rússia e tem resolução espacial de 0,01 graus de arco (ESA, 2020). O TROPOMI é um espectrômetro que detecta radiação na faixa do ultravioleta, visível, infravermelho próximo e infravermelho de comprimento de ondas curtas visando monitorar ozônio, metano, formaldeído, aerossol, monóxido de carbono, dióxido de nitrogênio e dióxido de enxofre na atmosfera.

Quase todos os conjuntos de dados do Sentinel 5P, têm duas versões: as quase em tempo real (NRTI) e a Off-line (OFFL). Os produtos NRTI fornecem imagens de alta resolução quase em tempo real das concentrações de óxidos de nitrogênio (NO₂ e NO) que são importantes vestígios de gases na atmosfera da Terra, presentes na troposfera e na estratosfera. Eles entram na atmosfera como resultado de atividades antropogênicas (principalmente combustão de combustíveis fósseis e queima de biomassa) e processos naturais como incêndios florestais, raios e processos microbiológicos nos solos (GEE, 2020).

Dentre os trabalhos publicados nessa temática destaca-se o de Ogen (2020) que avaliou os níveis de dióxido de nitrogênio na Itália, França, Espanha e Alemanha e examinou sua relação como fator correlacionado ao isolamento social provocado pelo novo coronavírus. Borsdorff *et al.*, (2018) apresentou resultados da medição de monóxido de carbono com TROPOMI sobre a China. Kaplan *et al.*, (2019), utilizou o

TROPOMI para monitorar o NO₂ sobre a Turquia, já Qu *et al.*, (2019) investigou o dióxido de enxofre vulcânico.

3.3.2 MODIS - AOD

O produto MODIS- AOD tem o objetivo de monitorar globalmente a espessura óptica do aerossol sobre os oceanos e continentes (NASA, 2020). A profundidade óptica do aerossol (AOD) é uma medida do conteúdo do aerossol atmosférico colunar. O SR tem sido usado para recuperar AOD sobre o continente e o oceano em resoluções espaciais de 1 km.

O MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* – Espectrorradiômetro de resolução moderada) é um instrumento a bordo dos satélites Terra e Aqua. Após anos em operação, um novo algoritmo MAIAC (*Multiangle Implementation of Atmospheric Correction* - Implementação Multiangular de Correção Atmosférica) foi desenvolvido para o MODIS fornecendo dados diários AOD (CHUDNOVSK *et al.*, 2014).

O MAIAC é um algoritmo avançado que usa análise de série temporal e combinação de processamento baseado em imagem para melhorar a precisão da detecção de nuvem, recuperações de aerossol e correção atmosférica. Produtos MODIS/MAIAC eliminam pixels com nuvens e sombras de nuvens, neve e água e pixels com elevado grau de aerossóis cuja sensibilidade das medições da superfície de reflectância é baixa (LYAPUSTIN *et al.*, 2011).

Ainda segundo Lyapustin *et al.*, (2011), o MAIAC deriva as máscaras de nuvens partindo do princípio de que pixels obtidos em uma mesma região apresentam um padrão textural comum, que varia lentamente com o tempo, de maneira que a cobertura por nuvens causa distúrbios aleatórios de alta frequência na série temporal deste pixel, diferentemente de quando estes são obtidos em condições de céu limpo.

Os produtos MAIAC são divididos de acordo com os seguintes dados: propriedades atmosféricas, dados de reflectância da superfície e dados de BRDF (Fator de reflectância bidirecional) da superfície. Os produtos referentes as propriedades atmosféricas são chamados de MCD19A2 e para cada órbita, o MAIAC MCD19A2 diário inclui informações como: coluna de vapor de água, profundidade óptica e tipo de aerossol, incerteza do AOD, dentre outras (LYAPUSTIN e WANG, 2018).

Dentre esses dados, destaca-se a profundidade óptica de aerossol que contém alguns dados disponíveis para os seguintes comprimentos de onda: banda azul AOD em 0,47 μm (conhecido como *Deep Blue*), banda verde AOD em 0,55 μm . A qualidade dos resultados nessas duas faixas são, em geral semelhantes. Os cálculos apresentados neste trabalho foram realizados para 0,47 μm , sendo os resultados para os outros comprimentos de onda proporcionais e maior é o valor de AOD quanto menor for o comprimento de onda (ROCHA e YAMASOE, 2013).

Segundo Sayer *et al.*, (2013), o algoritmo de recuperação de profundidade óptica de aerossol *Deep Blue* foi introduzido na coleção 5 do conjunto de produtos MODIS recuperando AOD sobre superfícies de terra áridas brilhantes, como desertos. Já na coleção 6, utilizada nesta pesquisa, os produtos MODIS incluem um algoritmo *Deep Blue* de segunda geração, expandindo a cobertura para todas as superfícies de terra livres de nuvens e neve. Esses produtos possuem dados disponíveis desde o ano 2000 até o presente.

Esses produtos têm sido utilizados em diversos estudos, dentre eles destacamos: Song *et al.*, (2019) que verificaram a taxa de amostragem MODIS AOD e seu efeito na estimativa de materiais particulados no norte da China, Tao *et al.*, (2017) que analisaram como as propriedades do aerossol afetam a variação temporal MODIS AOD no leste da China e Wang *et al.*, (2019) que realizaram uma fusão híbrida espaço-temporal considerando a variação do aerossol para recuperação de produtos MODIS AOD em larga escala.

3.4 PLATAFORMA DO GOOGLE EARTH ENGINE

A plataforma do GEE consiste num catálogo de informações que contém inúmeras bibliotecas de diferentes tipos de dados e permite o processamento desses dados nos seus próprios servidores, garantindo assim dois aspectos que são relevantes para o trabalho em detecção remota – a visualização de dados em grande quantidade, e o processamento desses dados com maior rapidez (SILVA, 2018). Isto é, através desta plataforma são disponibilizados conjuntos de dados geoespaciais permitindo ao operador processar rapidamente um grande volume de dados, fazendo com que ela se destaque quando comparada a outros softwares GIS.

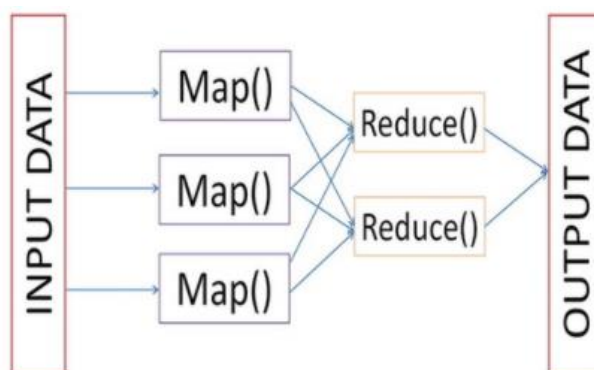
Ganem (2017), afirma que o GEE pode ser classificado como uma PaaS (*Platform as a Service*), baseada na nuvem, que fornece um ambiente de

programação e um conjunto de dados para implementação de aplicações geoespaciais, principalmente para dados raster. O acesso a plataforma é realizado por meio do browser (<https://earthengine.google.com/>), funcionando baseado numa interface para aplicação de programação (API – *Application Programming Interface*).

Segundo Gorelick (2017), o GEE reúne coleções de dados geoespaciais com cobertura global, a alta capacidade de armazenamento e processamento em nuvem, e um ambiente de desenvolvimento integrado permitindo a implementação de algoritmos de análise e processamento de dados geoespaciais nas linguagens *Java Script* e *Python*. O GEE é gratuito para pesquisa, educação e uso sem fins lucrativos em que o arquivo de dados públicos é uma coleção de vários *petabytes* de conjuntos de dados geoespaciais amplamente utilizados, abrangendo não só observações de satélite, mas também imagens aéreas, dados climáticos, meteorológicos, de cobertura do solo, topográficos, florestais e socioeconômicos. Dentre esses dados, destacam-se alguns produtos com cobertura regional e/ou global do MODIS, LANDSAT, SENTINEL e NOAA. Além desses, o usuário também pode inserir os seus dados para a integração/processamento dentro da plataforma (GEE, 2020).

Segundo Gorelick *et al.*, (2017), o GEE utiliza a arquitetura de dados *MapReduce* para processamento em paralelo. Essa arquitetura possibilita o processamento de grandes volumes de dados, em paralelo, em várias máquinas (SIDHU *et al.*, 2018). Essas máquinas processam blocos separados de dados e o resultado final é uma recompilação desses blocos, ou seja, os dados de entrada são divididos em partes mais gerenciáveis e após a aplicação de um redutor os dados são recompilados (Figura 3).

Figura 3- Arquitetura de dados MapReduce

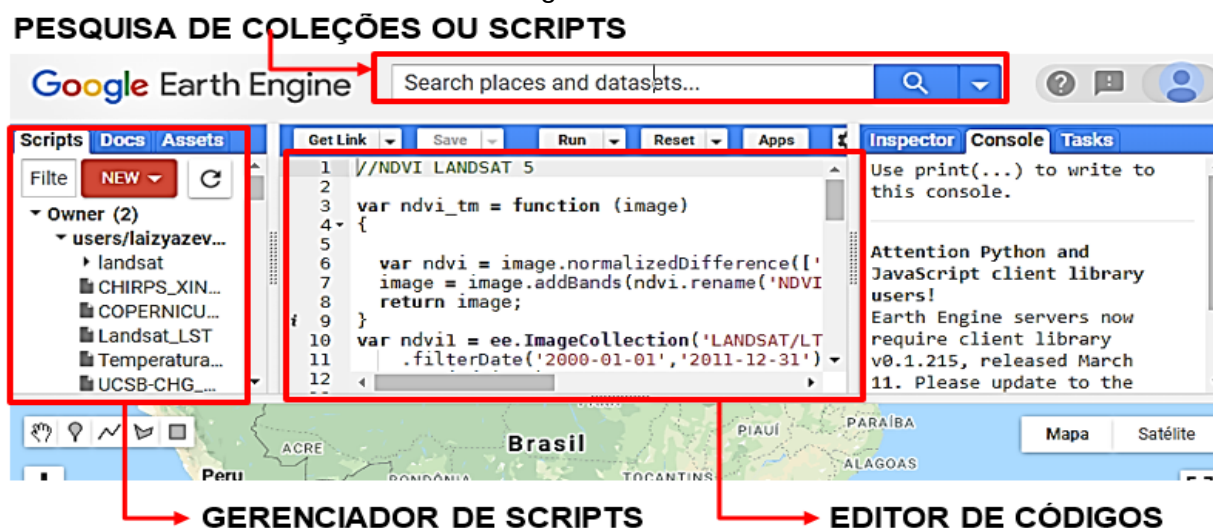


Fonte: Sidhu *et al.*, (2018).

Todos os dados disponibilizados pela plataforma são pré-processados e disponibilizados na forma “pronto-a-usar”, de maneira que a plataforma se torna acessível até para iniciantes em pesquisas de SR. Os produtos gerados por cada sensor são agrupados em coleções, permitindo ao usuário aplicar filtros, identificar e obter rapidamente os dados desejados. Os filtros podem ser temporais, espaciais, e tão minuciosos como a escolha de cobertura de nuvens em dada percentagem, datas específicas ou zonas específicas (SILVA, 2018).

É necessário que os usuários realizem sua inscrição na página do *Earth Engine*, para ter acesso a interface de programação, tutoriais, exemplos, vídeos de treinamento e outras funcionalidades. Na Figura 4 pode ser vista a área de edição de códigos que representa o ambiente de trabalho do usuário. Nela, encontram-se as bibliotecas de dados e os scripts desenvolvidos, por exemplo.

Figura 4- Interface GEE



Fonte: GEE (2020).

O *Google Earth Engine* vem sendo utilizado por diversas áreas abrangendo tópicos como mapeamento de terras agrícolas da África (Xiong *et al.*, 2017), mudança de vegetação (Jonhansen *et al.*, 2015), mapeamento de inundação (Coltin *et al.*, 2016), mapeamento de risco de malária (Sturrock *et al.*, 2014), estudo da seca (Silva, 2018), dentre outros.

4 METODOLOGIA

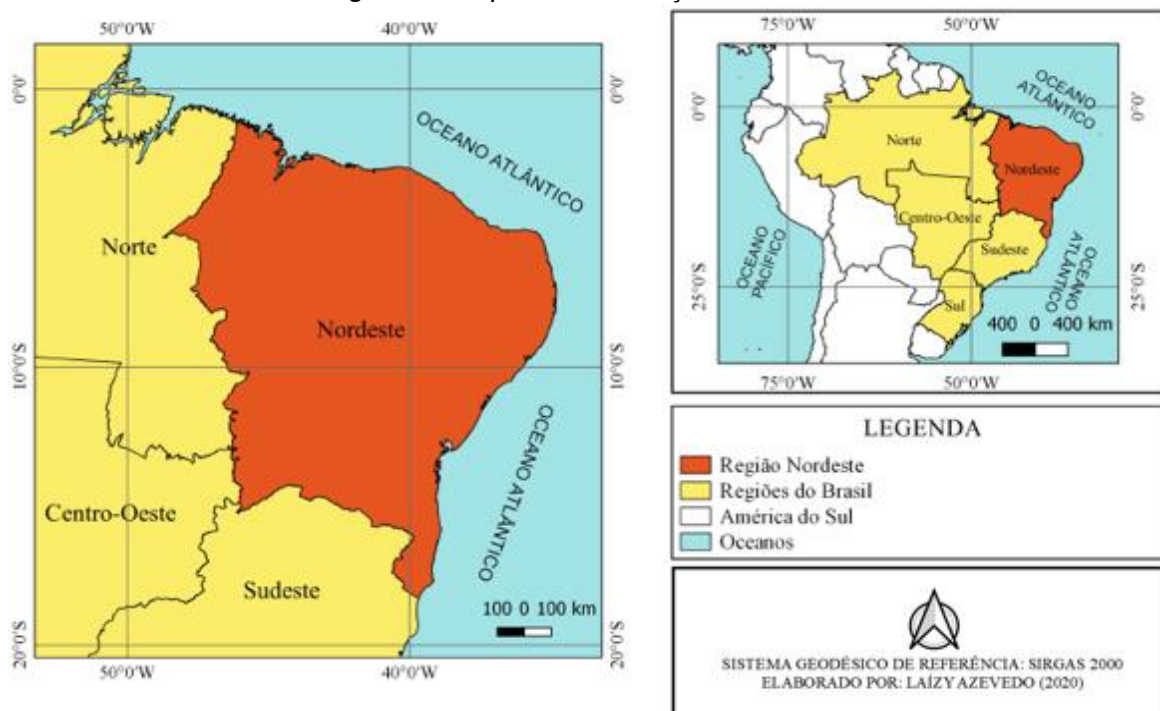
Nesta seção serão abordados tópicos importantes envolvidos no procedimento metodológico desta dissertação. Dentre eles, destacamos: área de estudo e materiais e métodos.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo foi Nordeste do Brasil que é uma região localizada aproximadamente entre os paralelos de 1° de latitude norte e 18° de latitude Sul e entre os meridianos de 34° e 48° de longitude a Oeste de Greenwich com área aproximada de 1,56 milhões de km². Abriga cerca de 56 milhões de habitantes, sendo a segunda região mais populosa do Brasil com densidade demográfica de aproximadamente 32 habitantes por km² (IBGE, 2016).

É uma das cinco regiões do Brasil abrangendo os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe. Limita-se a oeste pela região norte, a sudoeste pela região centro-oeste e ao sul pela região sudeste (Figura 5).

Figura 5- Mapa de localização da área de estudo



Fonte: A autora.

Limita-se ao norte e ao leste, com o Oceano Atlântico; ao sul, com os Estados de Minas Gerais e Espírito Santo e a oeste com os Estados do Pará, Tocantins e Goiás. Devido as diferentes características físicas que apresenta, o Nordeste é dividido em quatro sub-regiões: Meio-Norte, zona da mata, agreste e sertão (Figura 6).

Figura 6- Localização das sub-regiões do Nordeste



Fonte: Dantas (2010).

O meio-norte é a faixa de transição entre a Amazônia e o sertão, abrange os Estados do Maranhão e oeste do Piauí. O Sertão fica localizado no interior do Nordeste alcançando o norte de Minas Gerais, caracterizado por chuvas irregulares e escassas, além de períodos de estiagem (IBGE, 2010).

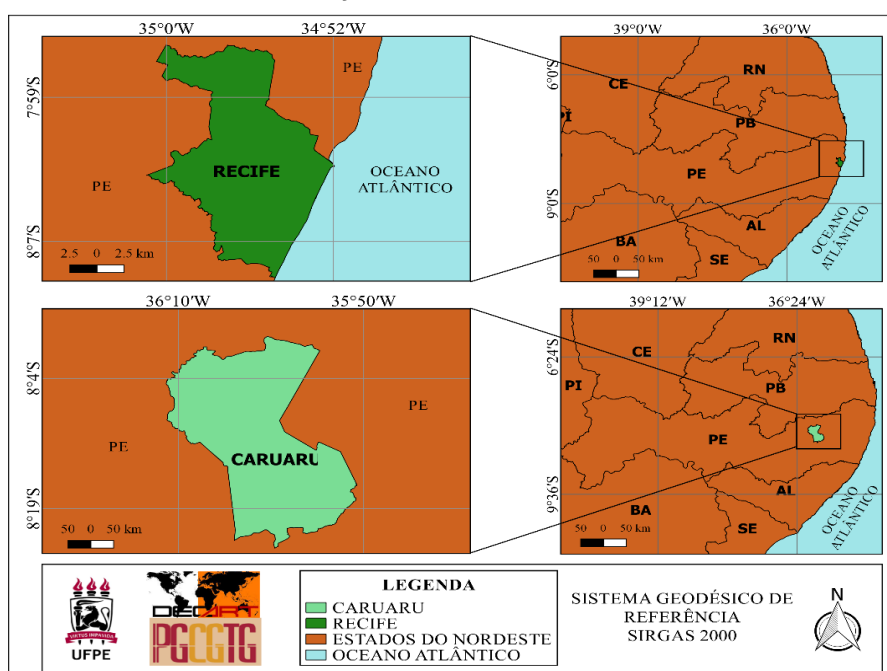
O Agreste Nordestino é uma zona de transição entre a Zona da Mata e o Sertão, localizado no alto do planalto da Borborema, que é o principal acidente geográfico da região sendo um obstáculo natural para a chegada das chuvas até o sertão pois se estende do sul da Bahia até o Rio Grande do Norte. Do lado leste do planalto estão as terras mais úmidas (Zona da Mata) enquanto para o interior o clima vai ficando cada vez mais seco (sertão). A Zona da Mata localiza-se entre o planalto da Borborema e a costa litorânea, se estende desde o Rio Grande do Norte até o sul da Bahia, onde as chuvas são mais abundantes. Nesta área os cultivos de cana-de-açúcar e cacau substituíram as áreas de floresta (IBGE, 2010).

Essa região foi escolhida devida a carência de estudos relacionadas a poluição atmosférica. Segundo o Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA- 2018), apenas nove dos vinte e sete estados brasileiros monitoram a qualidade do ar. Sendo eles: Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Paraná, Goiás e Distrito Federal, ou seja, a grande maioria concentra-se em outras regiões do país.

Como essa região é bastante extensa em dimensão territorial, além de uma análise abrangente em sua totalidade, também foram selecionadas algumas regiões estratégicas chamadas de “áreas testes” para verificar alterações na poluição atmosférica de forma mais detalhada. As regiões escolhidas compreendem a áreas urbanas, áreas industriais e entorno de reservatórios de água. As áreas urbanas correspondem as cidades de Recife e Caruaru, ambas no estado de Pernambuco, as áreas industriais foram os arredores da termoeletrica Pernambuco, em Pernambuco, e do distrito industrial de Maracanaú, no Ceará. Já os reservatórios de água escolhidos foram os de Sobradinho, na Bahia, e o de Itaparica, entre os estados de Pernambuco e Bahia (Figuras 7, 8 e 9).

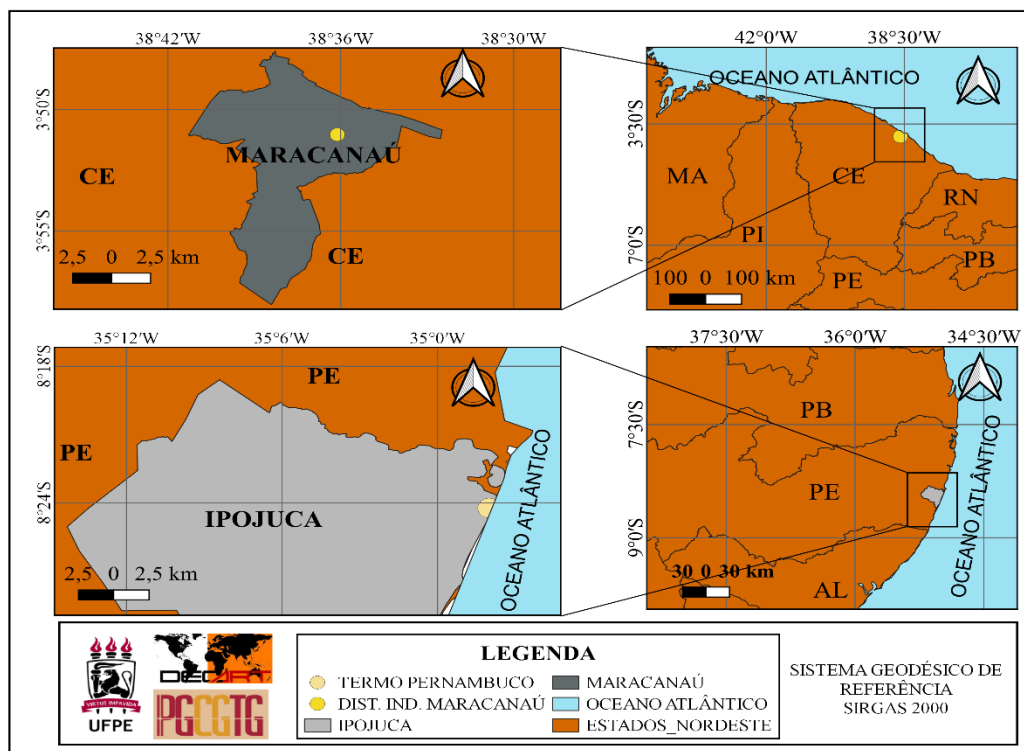
As áreas urbanas foram escolhidas devido a intensa circulação de automóveis, as áreas de atividades industriais devido à natureza dessas atividades já serem consideradas potenciais fontes poluidoras, e o entorno dos reservatórios para verificar os níveis de poluentes próximo a importantes fontes de água.

Figura 7- Localização das áreas testes - Recife e Caruaru



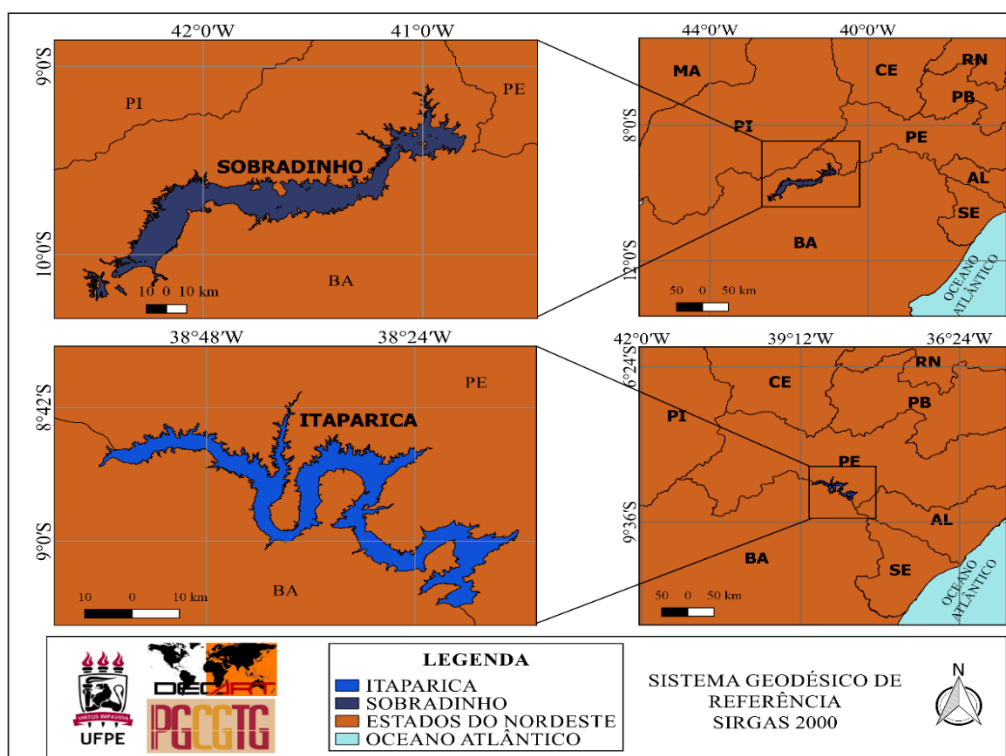
Fonte: A autora

Figura 8- Localização das áreas testes - Distrito industrial de Maracanaú e Termoelétrica de Pernambuco



Fonte: A autora.

Figura 9- Localização das áreas testes - Reservatório de Sobradinho e Itaparica



Fonte: A autora.

4.2 MATERIAIS

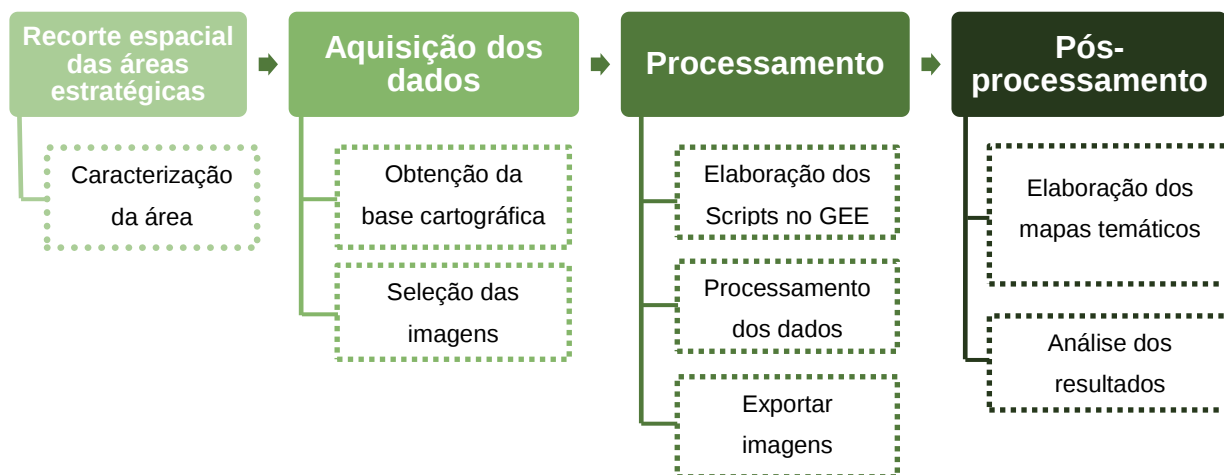
Nesta pesquisa foram utilizados os materiais listados abaixo:

- Imagens do satélite Terra/Aqua instrumento MODIS- AOD (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - aerosol optical depth) – DOI: <https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD19A2.006> e Imagens do Sentinel - 5 Precursor instrumento TROPOMI – NRTI NO₂ (TROPOspheric Monitoring Instrument - Near Real Time Nitrogen Dioxide);
- Arquivos em formato shapefile fornecidos pelo IBGE e ANA;
- Plataforma Google Earth Engine;
- Dados de isolamento social disponibilizados pela empresa inloco e pelo Ministério Público de Pernambuco (MPPE)
- Software QuantumGIS versão 2.18.16;
- Software Excel 2016;
- Notebook hp core i5, disco rígido 500GB, Sistema Operacional Windows 10;

4.3 MÉTODOS

A metodologia aplicada no desenvolvimento desta pesquisa pode ser visualizada no fluxograma da figura abaixo (Figura 10).

Figura 10- Fluxograma da metodologia



Fonte: A autora.

4.3.1 Recorte espacial das áreas estratégicas

Nesta etapa foram obtidas informações que caracterizassem a área de estudo em questão, que é o Nordeste Brasileiro. Esta etapa foi de suma importância pois permitiu compreender melhor os resultados obtidos. Nesta fase também foram selecionadas áreas teste, consideradas fontes potenciais de emissão de poluentes e áreas que sofrem influência negativa com a poluição do ar, para uma análise mais detalhada. Foram escolhidas 6 áreas ao longo da região nordeste sendo 4 delas fontes potenciais de poluição e 2 delas regiões que sofrem com a presença de poluentes.

Das áreas potenciais emissoras escolhidas, 2 (duas) representam áreas urbanas que correspondem as cidades de Recife e Caruaru, ambas em Pernambuco, e 2 (duas) representam áreas com intensa atividade industrial, entorno da termoeletrica de Pernambuco e entorno do distrito industrial de Maracanaú, Pernambuco e Ceará respectivamente. Já como áreas que sofrem com a presença de poluentes foram escolhidos os reservatórios de água de Sobradinho, Bahia, e Itaparica, entre Bahia e Pernambuco, e seus entornos.

4.3.2 Aquisição dos dados

A fim de reduzir o volume de dados processados, o primeiro passo envolvido na elaboração dos *scripts* no GEE foi a delimitação da área de estudo. A base cartográfica em formato shapefile utilizada para este fim foi obtida no site do IBGE abrangendo a região Nordeste. Essa definição foi importante para diminuir a quantidade de dados processados e foi uma etapa em comum para as análises de NO₂ e AOD. Também foram obtidos arquivos shapefile para o recorte espacial das áreas estratégicas urbanas e industriais, junto ao IBGE, e para os reservatórios de água, junto a ANA.

As imagens de satélite foram obtidas a partir de coleções disponibilizadas pelo GEE que detém produtos de parceiros como o NASA, USGS, ESA e UCSB (Universidade da Califórnia em Santa Bárbara) e os disponibiliza gratuitamente para pesquisa, educação e uso sem fins lucrativos. As imagens NO₂ foram fornecidas ao GEE pela ESA e o AOD pela NASA.

Para os estudos relacionados ao dióxido de nitrogênio foram utilizadas imagens do Sentinel- 5P sensor TROPOMI. O nome e o ID desses dados no GEE são respectivamente: Sentinel-5P NRTI NO2: *Near Real-Time Nitrogen Dioxide* e COPERNICUS/S5P/NRTI/L3_NO2. Já para os estudos do AOD foram utilizadas imagens do Terra/Aqua sensor MODIS. O nome e o ID desses dados no GEE são respectivamente: MCD19A2.006: Terra & Aqua MAIAC Land Aerosol Optical Depth Daily 1km e ODIS/006/MCD19A2_GRANULES.

4.3.3 Processamento

O GEE fornece algumas programações básicas aos usuários, porém, dependendo do objetivo que se deseja alcançar, os programas precisam sofrer alterações. Na elaboração dos *scripts* em linguagem Java Script no GEE, inicialmente, a partir do arquivo shapefile do Nordeste, foi delimitada a área de estudo. Além disso, também foi definido, através de filtros, o período de estudo que correspondeu aos anos de 2019 e 2020, para que os dois poluentes pudessem ser comparados durante o mesmo período de tempo (um ano).

Os produtos MODIS AOD possuem imagens históricas desde o ano 2000 até o presente, já o produto Sentinel 5P NO₂ disponibiliza dados a partir de julho de 2018, por isso, o ano de 2020 foi comparado apenas com o ano de 2019, a fim de verificar se no ano de 2020 houve mudanças significativas nos níveis de poluentes atmosféricos. As imagens foram agrupadas de 2 em 2 meses, ou seja, em bimestres, sendo o 1º bimestre - meses de janeiro e fevereiro, o 2º bimestre - meses de março e abril, o 3º bimestre - meses de maio e junho, o 4º bimestre - meses de julho e agosto, o 5º bimestre – meses de setembro e outubro e o 6º bimestre – meses de novembro e dezembro. A fim de facilitar o processamento dos dados, para cada poluente estudado foi elaborado um script diferente.

Além dos filtros para delimitar a área de estudo e período de estudo também foi aplicado um filtro de média para calcular a variação do NO₂ e AOD média por bimestre. Os dados de AOD são adimensionais, já os dados de NO₂ são expressos em mol/m², mas para este trabalho, a unidade foi convertida para µmol/m², sendo o valor mínimo estimado -600 µmol/m² e o máximo estimado 96001444.34 µmol/m².

As imagens obtidas dentro de cada coleção foram selecionadas observando-se a incidência de nuvens sobre a área de estudo durante o período de tempo

analisado. Os dados MODIS e Sentinel possuem uma banda que indica a probabilidade de presença de nuvem em um determinado pixel variando de 0 (sem nuvens) a 1 (coberto com nuvens). Para evitar resultados enganosos, os pixels foram verificados e em todas as imagens a média de cobertura de nuvem apresentou valores até 0,4.

Além disso, com o objetivo de garantir a qualidade das imagens, os dados vêm com uma banda de garantia de qualidade chamada '*qa_value*' que indica a qualidade de um pixel numa escala de 0 (ruim) a 1 (bom), derivado de vários fatores, como: presença de nuvens, albedo de superfície, neve / gelo, saturação do sinal e geometria de aquisição. Antes de serem inseridos no GEE, os dados são filtrados visando remover pixels de baixa qualidade com '*qa_value*' < 0,75 (ALI *et al.*, 2021).

Os dados foram processados em nuvem dentro da plataforma do GEE. Apesar da área de estudo ser bastante extensa, a capacidade computacional do GEE processou os dados em poucos minutos exibindo os resultados na tela. Os resultados obtidos foram então exportados, também através de programação, para o Google Drive. Esta etapa foi necessária pois o GEE gera apenas resultados visuais, não permitindo a elaboração de layout de mapas temáticos dentro da plataforma.

4.3.4 Pós- Processamento

Após a obtenção dos resultados na plataforma do GEE e de posse desses dados no Google Drive, as imagens foram baixadas e importadas no software *QuantumGIS* (QGIS) para fins de elaboração dos mapas temáticos e extração de informações numéricas. As programações referentes ao processamento dos dados no GEE encontram-se disponíveis nos apêndices A e B. Em seguida, as imagens foram então classificadas e os mapas temáticos foram obtidos tanto para o NO₂ quanto para o AOD, e optou-se por apresentar em um mesmo layout os dados para cada bimestre do ano de 2020 e 2019 para facilitar a comparação das alterações nos níveis de poluentes através de análises visuais.

A partir dos mapas temáticos, foram calculadas anomalias padronizadas e Coeficiente de Variação (CV) para obter dados estatísticos das mudanças ocorridas de um ano em relação a outro. Baseado nas imagens bimestrais processadas, a variação espaço-temporal da concentração dos dois poluentes para cada estado foi mais explorada.

A anomalia forneceu uma ideia mais clara do quanto os níveis de poluentes divergiram entre os dois períodos de estudo e foi calculada utilizando-se a equação 1.

$$anomalia = \frac{x - \bar{x}}{\sigma \bar{x}} \quad (1)$$

onde, x é o NO₂/AOD médio em bimestre para o ano 2020, e $\bar{x}$ é o NO₂/AOD médio do ano de 2019 em bimestre e $\sigma \bar{x}$ é o desvio padrão desses dados. Esses cálculos foram realizados por meio da calculadora raster do QGIS.

Foram calculadas anomalias para cada estado do Nordeste e para as áreas testes e os dados numéricos obtidos através das imagens foram utilizados no software excel para elaboração de gráficos de anomalias. Esses gráficos dos estados e áreas testes foram então associados aos índices de isolamento social em decorrência da Covid-19 disponibilizados pela empresa inloco. Essa associação entre isolamento social e mudanças na poluição do ar foi realizada apenas para o primeiro semestre devido à falta de dados confiáveis de isolamento social para o segundo semestre.

Já o Coeficiente de Variação (CV) foi aplicado para avaliar a distribuição espacial dos poluentes por bimestre. Ele é definido como a proporção do desvio padrão para a média dos dados e foi calculado pela equação abaixo:

$$CV = \sqrt{\frac{\sum_i^n (xi - \bar{x})^2}{n}} / \bar{x} \quad (2)$$

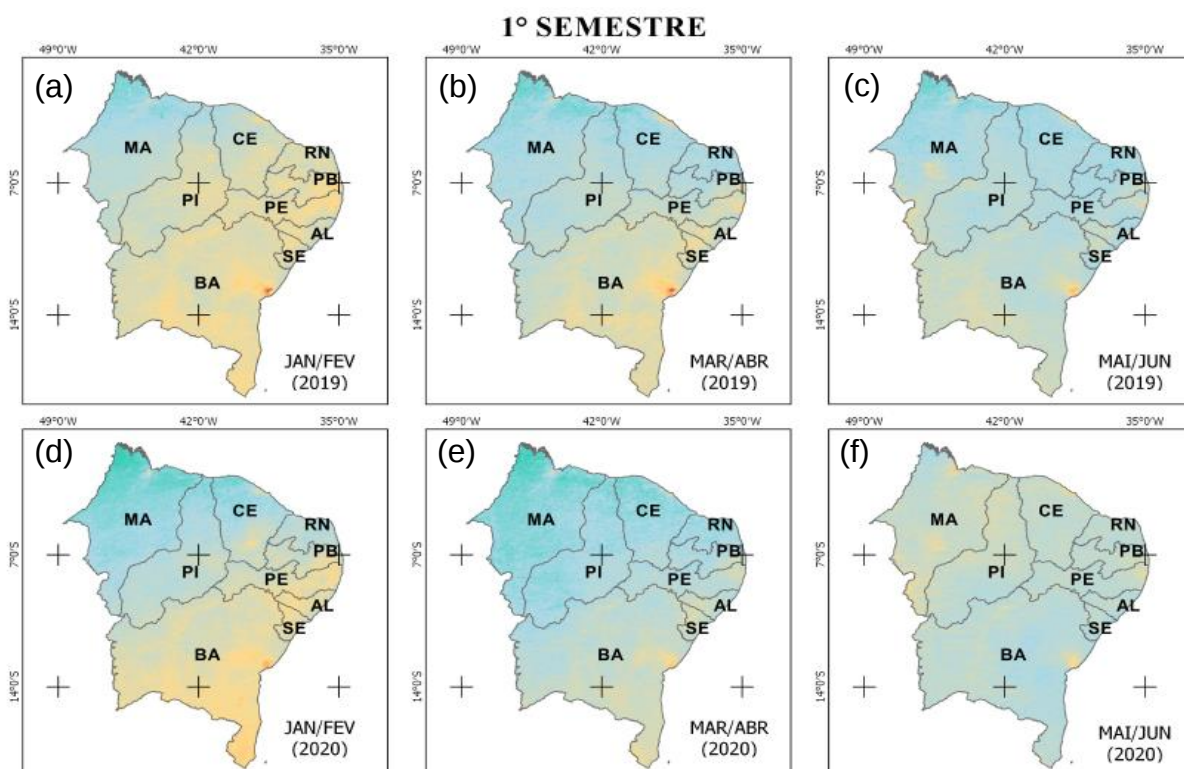
Onde: xi representa a concentração de NO₂ / AOD de cada estado; n é o número de todos os estados; $\bar{x}$ é a concentração média dos poluentes de todos os estados.

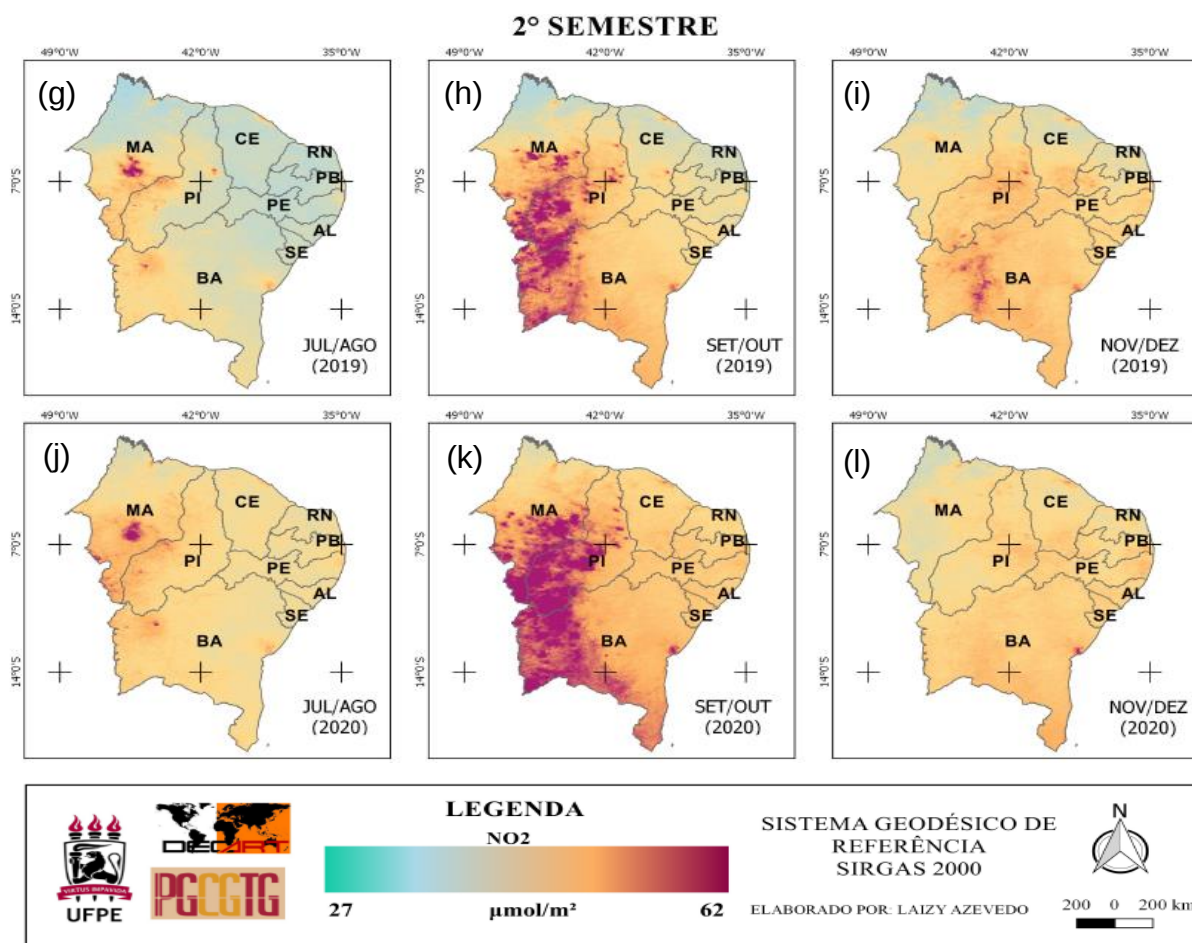
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do processamento de imagens no GEE foram detectadas e mapeadas mudanças nos níveis de NO₂ e AOD para a região Nordeste do Brasil. Inicialmente serão apresentados os resultados para o NO₂ e posteriormente para o AOD. Os mapas da Figura 11 apresentam a distribuição do NO₂ no território nordestino em que as Figuras 11 (a), (b), (c), (g), (h) e (i) representam o NO₂ médio para cada bimestre do ano de 2019. Já a média bimestral do NO₂ para o ano de 2020 são apresentados na Figura 11 (d), (e) e (f), (j), (k) e (l).

O intervalo das classes foi definido analisando-se os valores mínimos e máximos de cada imagem e foi adotado o mesmo ponto de corte para que os dados pudessem ser comparados. O menor valor adotado foi de 27 e o maior de 62 que representam a concentração do NO₂ em $\mu\text{mol}/\text{m}^2$.

Figura 11- Mapa das mudanças nos níveis de NO₂. (a), (b), (c), (g), (h), (i), representam 2019 e (d), (e), (f), (j), (k) e (l) representam 2020.



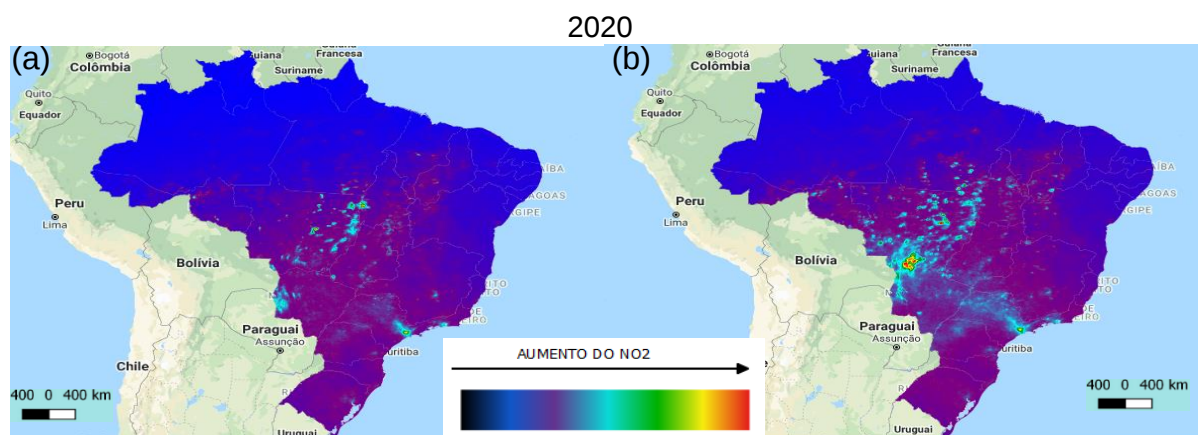


Fonte: A autora.

Visualmente, identifica-se maiores concentrações de NO₂ no segundo semestre (Figura 11 – ‘g’ a ‘l’) para os dois anos estudados quando comparados aos mapas do primeiro semestre (Figura 11- ‘a’ a ‘f’). Além disso, para o primeiro semestre, nota-se que a maioria dos estados nordestinos têm uma maior média de concentração do poluente para 2019 indicando uma redução significativa nos níveis de NO₂ no primeiro semestre de 2020 (janeiro a junho) que corresponde ao período de início da pandemia e eventos de isolamento social.

Já para o segundo semestre, ocorre o contrário, os mapas bimestrais de 2020 possuem maiores concentrações do poluente do que os de 2019. Buscando-se entender esses resultados encontrados, principalmente no quinto bimestre (Figura 11- ‘h’ e ‘k’), com altas concentrações de NO₂, foi calculada a média de NO₂ para todo o Brasil a fim de verificar o comportamento da concentração desse poluente além das fronteiras da área de estudo. A Figura 12 mostra a tela de resultados do GEE com a média do quinto bimestre (setembro e outubro) para 2019 e 2020 do Brasil, em que é possível visualizar grandes concentrações desse poluente na porção oeste da região nesse período de tempo analisado.

Figura 12- Média dos níveis de NO₂ no quinto bimestre em todo o Brasil. a) 2019; b)



Fonte: A autora.

Apesar das Figuras 11 e 12 possuírem diferentes escalas, nota-se, semelhanças entre elas. As altas concentrações identificadas nos dois anos podem ser justificadas pelo fato de que o segundo semestre corresponde a chegada do período seco, marcado por queimadas e incêndios de grandes proporções, sendo o mês de setembro, historicamente, o mês com mais focos de incêndio nas florestas e pantanal (PINHEIRO e GARCIA, 2020). Segundo Fakhoury (2017), o aumento das queimadas interfere diretamente na qualidade do ar e na concentração de poluentes.

Para PEREIRA *et al.*, (2009), as queimadas consomem grandes quantidades de biomassa e liberam gases traços e aerossóis para a atmosfera afetando os ciclos biogeoquímicos, o balanço de energia na superfície, o balanço radiativo da atmosfera, o ciclo hidrológico. Estes fatores afetam diretamente o clima e o meio ambiente. Além disso, o segundo semestre de 2020 foi marcado pela retomada econômica e diminuição dos índices de isolamento social acarretando em maiores emissões de NO₂. A Tabela 1 apresenta dados numéricos da Figura 1, representando a média da concentração de NO₂ para os seis bimestres de 2019 e 2020 bem como a variação em percentual. Verifica-se que a maior diminuição foi para o segundo bimestre com queda de 4,69% e a menor foi para o quinto bimestre com acréscimo de 8,32 %.

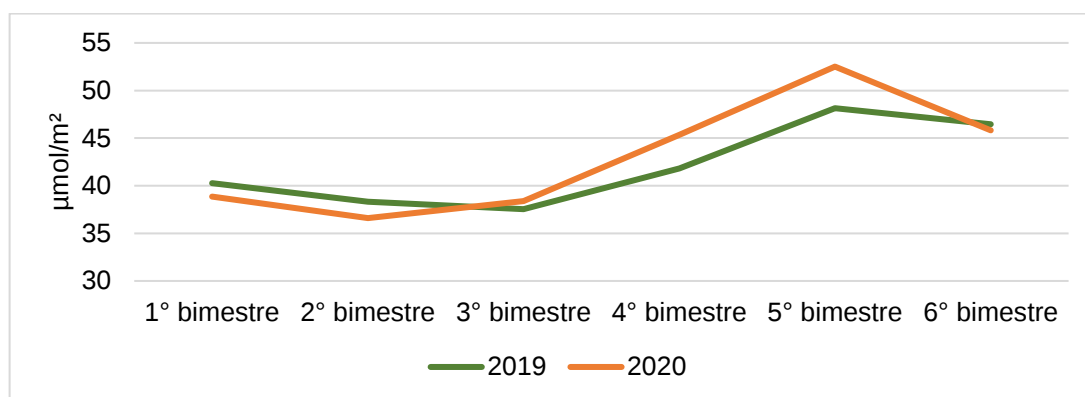
Tabela 1 – Variação da média do NO₂ por bimestre

Bimestre	ANO		Variação em percentagem (%)
	2019	2020	
1º bimestre	40,263 µmol/m ²	38,870 µmol/m ²	- 3,58
2º bimestre	38,321 µmol/m ²	36,601 µmol/m ²	- 4,69
3º bimestre	37,541 µmol/m ²	38,391 µmol/m ²	+ 2,21
4º bimestre	41,812 µmol/m ²	45,353 µmol/m ²	+7,81
5º bimestre	48,145 µmol/m ²	52,514 µmol/m ²	+8,32
6º bimestre	46,453 µmol/m ²	45,811 µmol/m ²	-1,40

Fonte: A autora.

Até o terceiro bimestre, o comportamento das emissões de NO₂ na região nordeste eram relativamente semelhantes entre os dois anos estudados com concentrações menores para 2020 (Gráfico 1). Porém, após esse período, os valores de concentração de NO₂ apresentaram tendência de alta principalmente para o ano de 2020.

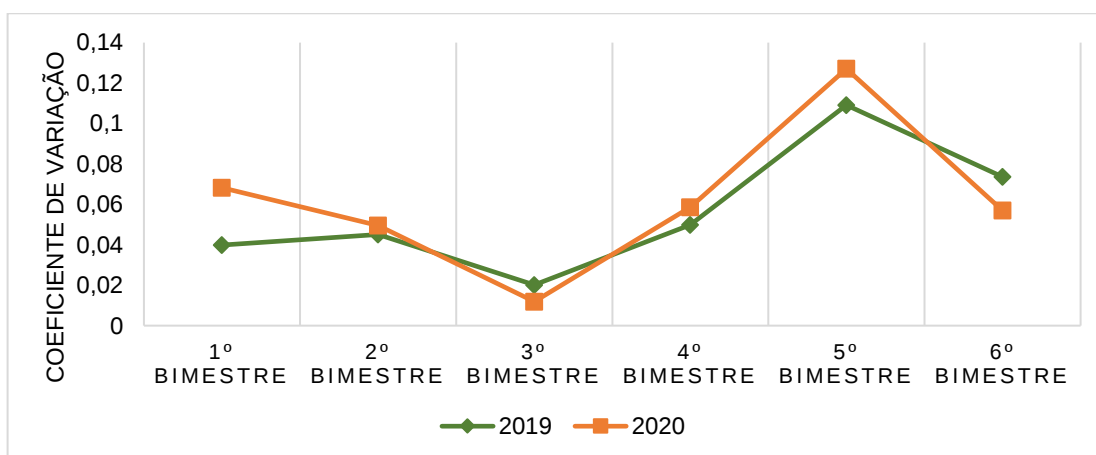
Gráfico 1- Comparação entre as emissões médias de NO₂ dos anos de 2019 e 2020



Fonte: A autora.

O gráfico 2 mostra o Coeficiente de Variação (CV) bimestral da concentração de NO₂ nos estados do nordeste de janeiro de 2019 a dezembro de 2020. Esse coeficiente permite verificar a distribuição espacial dos poluentes. O CV da concentração de NO₂ não apresentou variações significativas indicando que não houve grandes diferenças na dispersão da concentração bimestral de NO₂ no Nordeste entre os anos analisados.

Gráfico 2- Coeficiente de variação bimestral do NO₂ nos estados do Nordeste para 2019 e 2020



Fonte: A autora.

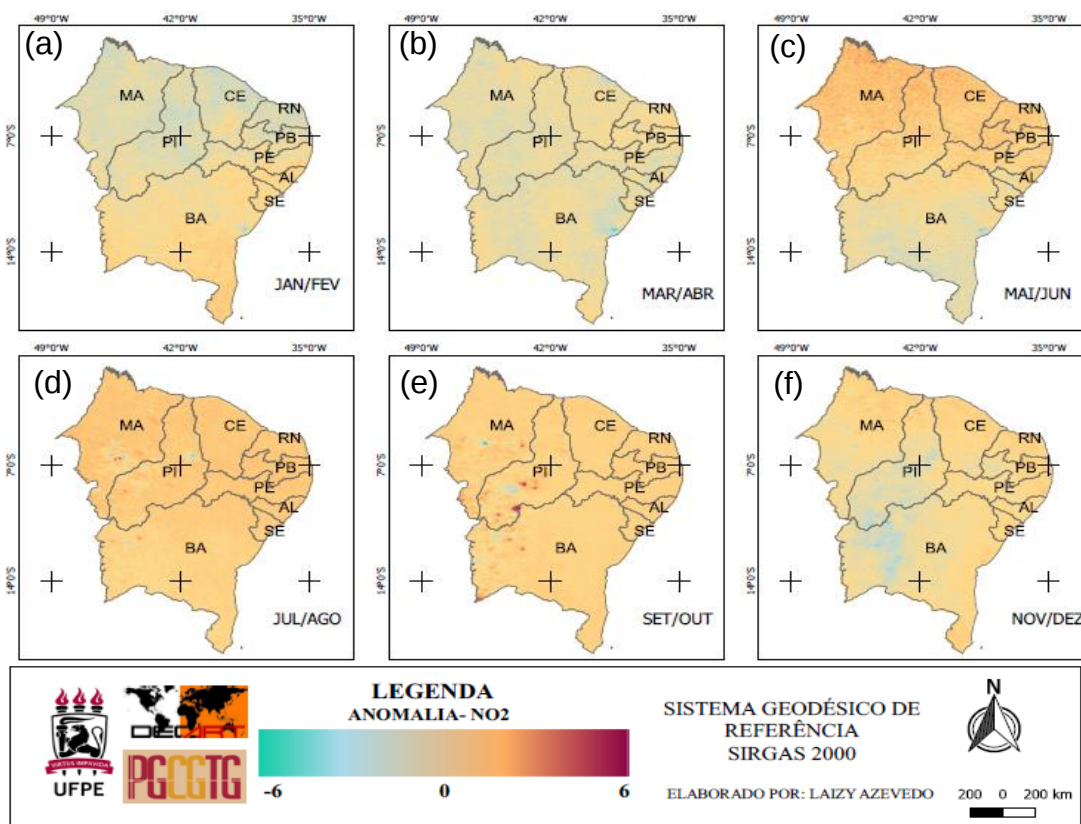
Em 2020, o valor do CV caiu de 0,06 no primeiro bimestre para 0,01 no terceiro bimestre, uma queda de cerca de 83%, e depois aumentou bimestre a bimestre

chegando em 0,12 no quinto bimestre e após isso voltou a diminuir. Já para o ano de 2019 houve um pequeno aumento entre o primeiro e segundo bimestre (de 0,03 a 0,04) seguido de uma queda e após isso houve também um aumento bimestre a bimestre chegando a 0,1 no quinto bimestre voltando a diminuir em seguida.

Para uma melhor visualização das mudanças ocorridas no período de tempo analisado, a anomalia padronizada de NO₂ de cada bimestre foi estimada usando a Equação 1 e a partir delas, foram gerados mapas para uma melhor compreensão da variação espacial média deste gás durante o ano de 2020 em comparação com a média do ano de 2019.

Os mapas de anomalias do NO₂ podem ser visualizados na Figura 13, em que o valores negativos (cor verde a amarela) apontam para um decréscimo no nível deste poluente enquanto que valores positivos (cor laranja a vinho) mostram um aumento do NO₂. O intervalo das classes foi definido com base nos valores mínimos e máximos de cada imagem, sendo definido como menor valor -6 e maior valor 6.

Figura 13- Anomalias NO₂. (a), (b), (c), (d), (e) e (f) primeiro ao sexto bimestre, respectivamente, de 2020 com relação a 2019.



Fonte: A autora.

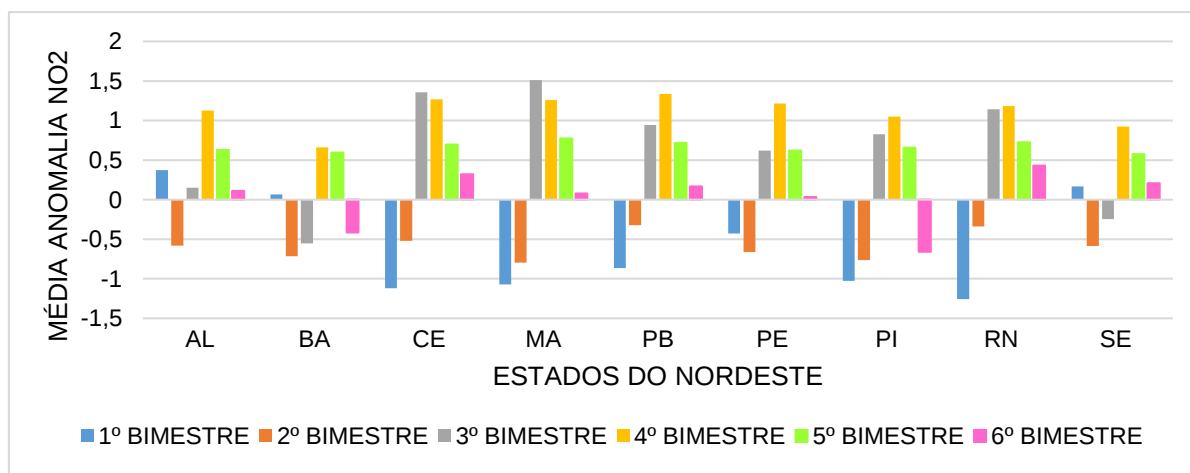
A partir da Figura acima, analisando visualmente a região como um todo, nota-se anomalias em torno de zero para grande parte do Nordeste indicando que não

houveram mudanças significativas de um ano para outro, ou seja, a concentração de dióxido de nitrogênio apresentou um comportamento semelhante em 2019 e 2020. Analisando-se de maneira mais detalhada, é possível notar que no primeiro e segundo bimestre alguns trechos apresentaram pixels classificados na cor azul (região mais ao norte e a leste) indicando áreas de anomalias negativas e decréscimo na concentração do NO₂.

Já no terceiro bimestre, nota-se também a presença de pixels na cor azul, porém em pontos isolados e identifica-se pixels na cor laranja/marrom localizados principalmente mais ao norte apontando para um acréscimo na concentração do poluente. No quarto e quinto bimestre, a região como um todo apresenta uma anomalia levemente positiva com pixels classificados num tom laranja indicando anomalias acima de zero e destaca-se também a presença de pixels classificados na cor vermelho/vinho na porção oeste da região. Já para o sexto bimestre, esse mesmo local apresenta anomalias negativas com pixels classificados na cor azul e o nordeste como um todo volta a apresentar anomalias em torno de zero.

Para que esses resultados pudessem ser melhor visualizados, foi realizada uma análise quantitativa das anomalias médias de NO₂ por estado conforme apresentado no Gráfico 3. Através do diagrama de barras, constatou-se a anomalia máxima e mínima de NO₂ como +1,50 e -1,25 para terceiro bimestre do estado no Maranhão e primeiro bimestre no estado do Rio Grande do Norte, respectivamente. Todos os estados apresentaram anomalias negativas para o segundo bimestre e anomalias positivas no terceiro, quarto e quinto bimestre com exceção da Bahia e Sergipe, que no terceiro bimestre apresentaram tendência de queda.

Gráfico 3 – Médias das anomalias de NO₂ por Estado.

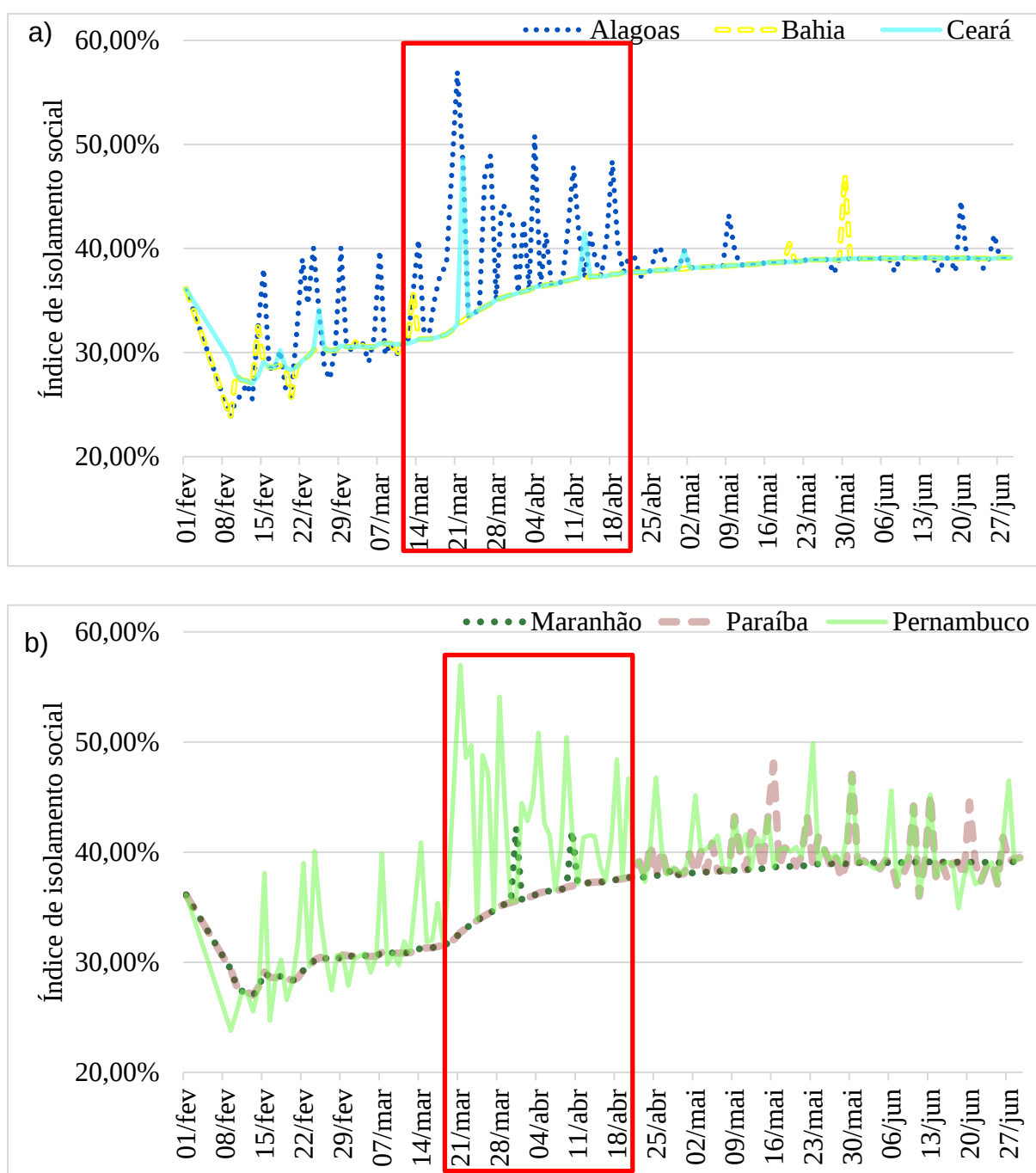


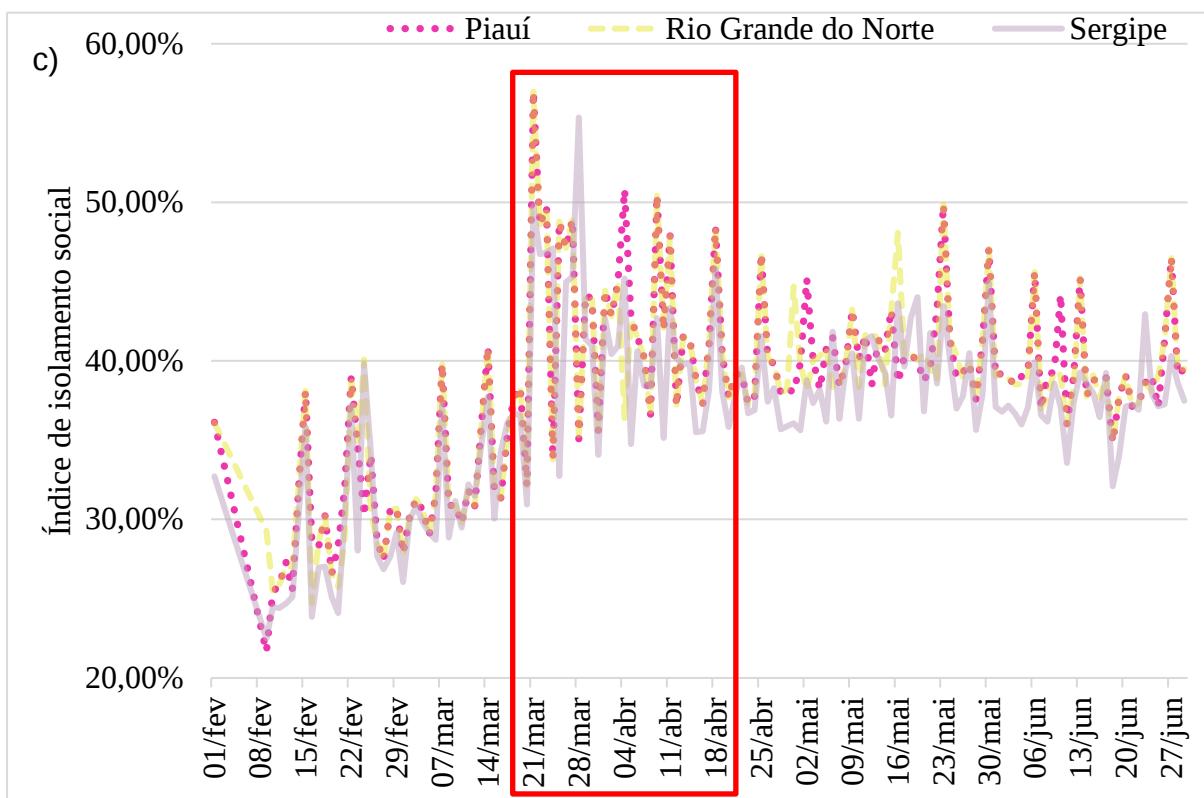
Fonte: A autora.

Esses resultados podem ser associados aos índices de isolamento social em decorrência da Covid-19 disponibilizados pela empresa inloco, pois, a emissão de poluentes está relacionada a atividades humanas. Diversos pesquisadores buscaram relacionar os efeitos do *lockdown* na poluição do ar em várias regiões do mundo (BERMAN e EBISU, 2020; RANJAN et al., 2020).

No Gráfico 4 são apresentados os índices de isolamento para cada estado do Nordeste, no primeiro semestre, e mostrando o percentual da população por estado que respeitou a recomendação de isolamento em cada mês analisado (Gráfico 4).

Gráfico 4- índices de isolamento social estados do Nordeste. a) Alagoas, Bahia e Ceará; b) Maranhão, Paraíba e Pernambuco, c) Piauí, Rio Grande do Norte Sergipe





Fonte: Base in Loco (2020)

É possível notar que na maioria dos Estados do Nordeste os maiores índices de isolamento social apontam para o final do mês de março e início de maio, destacados em vermelho. De acordo com Baldasano (2020), este período corresponde ao período de rápido crescimento da pandemia em vários países acarretando na necessidade de isolamento da população como principal forma de diminuição do contágio da doença.

Com isso, em muitos municípios houve restrição da circulação de veículos e paralisação de diversas indústrias e serviços como lojas, hotéis e restaurantes, bem como, centros comerciais e administrativos permanecendo apenas atividades essenciais em várias localidades. Em algumas cidades houve até períodos de restrições ainda mais intensas como foi o caso de Recife –PE (Decreto Nº 49017 de 11/05/2020), São Luís – MA (Decreto Nº 35784 de 03/05/2020) e Fortaleza- CE (Decreto Nº 14663 de 05/05/2020.).

Muitos pesquisadores apontaram que há evidências de que a mudança dos poluentes está, pelo menos em parte, relacionada à desaceleração econômica após o surto do coronavírus (BALDASANO, 2020; BERMAN E EBISU, 2020; NASA, 2020). A partir do terceiro bimestre, muitas atividades começaram a ser retomadas, levando os índices de isolamento a diminuírem e consequentemente ao aumento da poluição.

Esse crescimento pós isolamento também foi observado por pesquisadores em várias regiões do mundo, principalmente na China considerada epicentro da doença (NASA, 2020; Reuters, 2020).

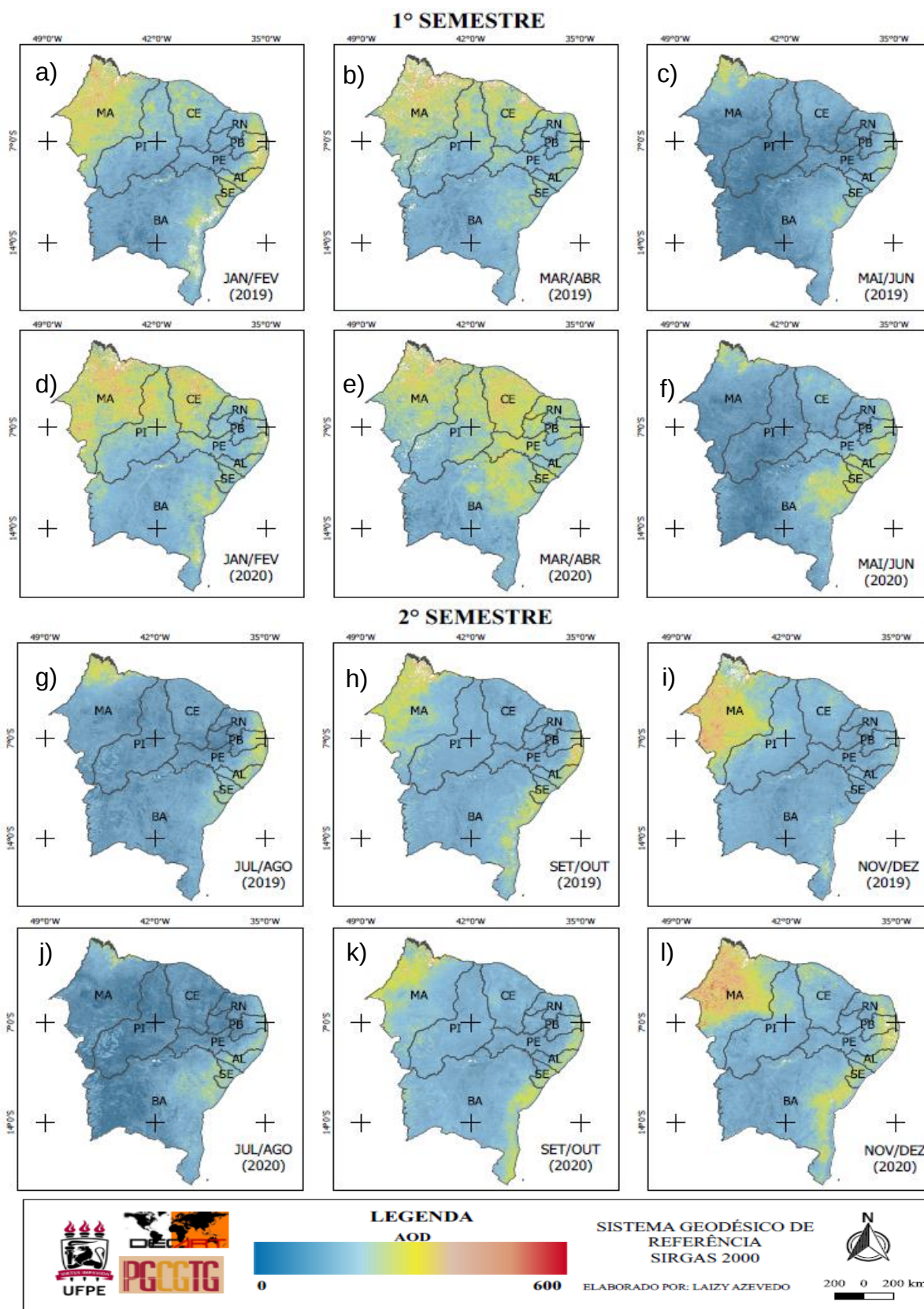
Análises realizadas pela NASA e ESA em 2020 através de satélites de monitoramento de poluição, identificaram reduções de 10 a 30% nas emissões de dióxido de nitrogênio (NO₂) entre janeiro e fevereiro de 2020, período de isolamento social, quando comparados ao mesmo período de 2019. No entanto, estudos realizados pós isolamento, entre abril e maio de 2020, apontaram que após a retomada econômica as emissões de NO₂ voltaram a subir, voltando aos níveis esperados em condições normais. Após o relaxamento das medidas de isolamento, o vírus voltou a se propagar e novas variantes surgiram, acarretando novamente em medidas de desaceleração econômica e do convívio social.

Segundo Dantas *et al.*, (2020) para uma melhor correlação entre isolamento social e os níveis de poluição, os dados deveriam ser comparados com um período de tempo mais longo para que as mudanças se tornassem mais evidentes. Além do isolamento social, outros fatores também afetam a concentração de poluentes como é o caso da precipitação. Sendo assim, diferentes regimes de chuvas podem ter ocasionado mudanças entre as concentrações do NO₂ em 2019 e 2020.

Os mapas da Figura 14 apresentam a distribuição do AOD no território nordestino em que as Figuras 14 (a), (b), (c), (g), (h), (i) representam o AOD médio do primeiro ao sexto bimestre do ano de 2019, respectivamente. Já a média do AOD do primeiro ao sexto bimestre, respectivamente, do ano de 2020 são apresentados na Figura 14 (d), (e) e (f), (j), (k), (l).

O intervalo das classes foi definido de maneira semelhante ao NO₂, analisando-se os valores mínimos e máximos de cada imagem e foi adotado o mesmo ponto de corte para que os dados pudessem ser comparados. O menor valor adotado foi de 0 e o maior de 600 que representam a concentração do AOD. Visualmente, nota-se que a maioria dos estados nordestinos têm uma maior média para 2020 do que para 2019 contrariando o que era esperado devido as medidas de isolamento social.

Figura 14- Mapa das mudanças nos níveis de AOD. (a), (b), (c), (g),(h),(i) representam bimestres de 2019. (d), (e), (f), (j),(k),(l) representam bimestres do ano de 2020.



Fonte: A autora.

Analisando-se a Figura acima, é possível perceber as mudanças nos níveis de AOD. Visualmente, identifica-se para o primeiro semestre que a maioria dos estados nordestinos têm uma maior média de concentração do poluente para 2020 do que para 2019 indicando um aumento nos níveis de AOD apesar da existência da pandemia e eventos de isolamento social. Já no segundo semestre nota-se uma diminuição na concentração de poluentes no quarto e quinto bimestres e um aumento no sexto bimestre principalmente na região que corresponde ao litoral nordestino

A Tabela 2 apresenta os resultados numéricos dessa Figura. Nela são apresentados a média da concentração de AOD para os anos de 2019 e 2020 bem como a variação em percentual. Verifica-se que a maior diminuição foi para o quarto bimestre (-13,34%) e a menor foi para o segundo bimestre com acréscimo de 18,67 %.

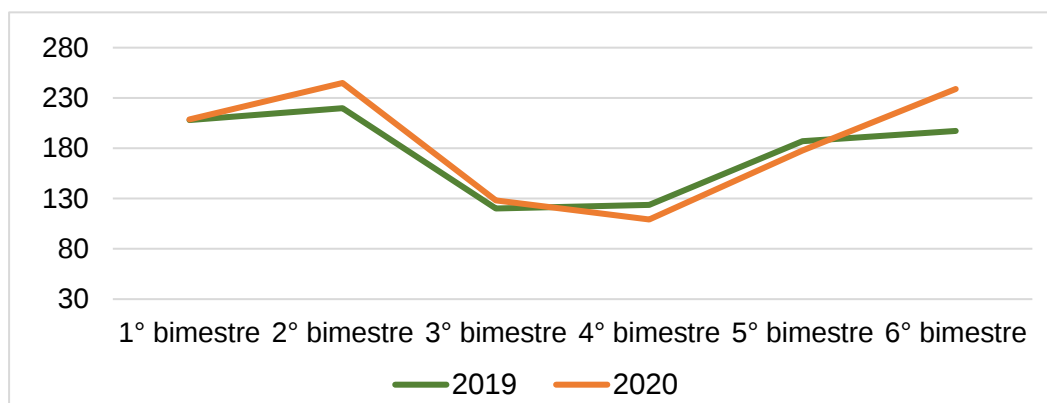
Tabela 2 – Variação da média do AOD por bimestre

Bimestre	ANO		Variação em percentagem (%)
	2019	2020	
1° bimestre	208,00	237,16	+12,29
2° bimestre	219,84	240,71	+18,67
3° bimestre	120,12	143,58	+16,33
4° bimestre	123,77	109,20	-13,34
5° bimestre	186,98	177,73	-5,20
6° bimestre	197,11	238,98	+17,52

Fonte: A autora.

O Gráfico 5 mostra uma comparação entre as emissões médias de AOD dos anos de 2019 e 2020. É possível perceber que o comportamento das emissões de AOD na região nordeste são semelhantes entre os dois anos estudados com concentrações relativamente menores para 2020 entre o quarto e quinto bimestre e maiores para o restante do período de estudo.

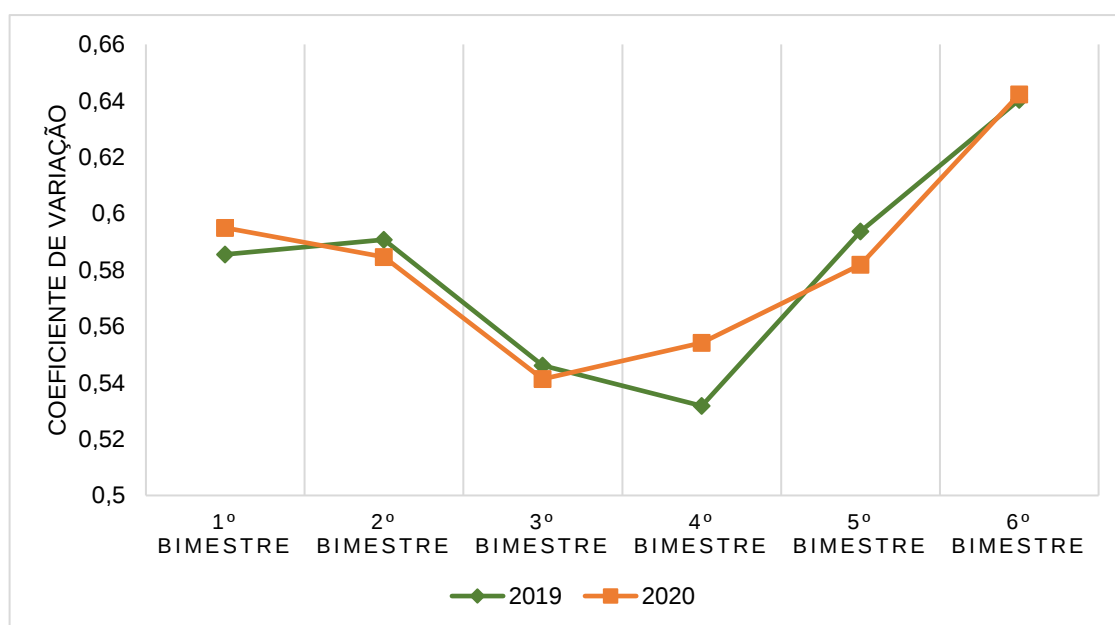
Gráfico 5- Comparação entre as emissões médias de AOD dos anos de 2019 e 2020



Fonte: A autora.

No Gráfico 6 pode ser visto o Coeficiente de Variação bimestral da concentração do AOD nos estados do nordeste de janeiro de 2019 a dezembro de 2020. Assim como para o NO_2 , o CV do AOD não apresentou variações significativas entre os dois anos analisados. O valor do CV caiu de 0,59 para 0,54 entre o primeiro e terceiro bimestre de 2020, uma queda de cerca de 8,5%, e depois aumentou bimestre a bimestre chegando em 0,64 no sexto bimestre. Já para o ano de 2019 houve um pequeno aumento entre o primeiro e segundo bimestre (de 0,58 a 0,59), seguido de um período de queda no terceiro e quarto bimestre (de 0,54 a 0,53) e após isso voltou a aumentar chegando a 0,64 no sexto bimestre.

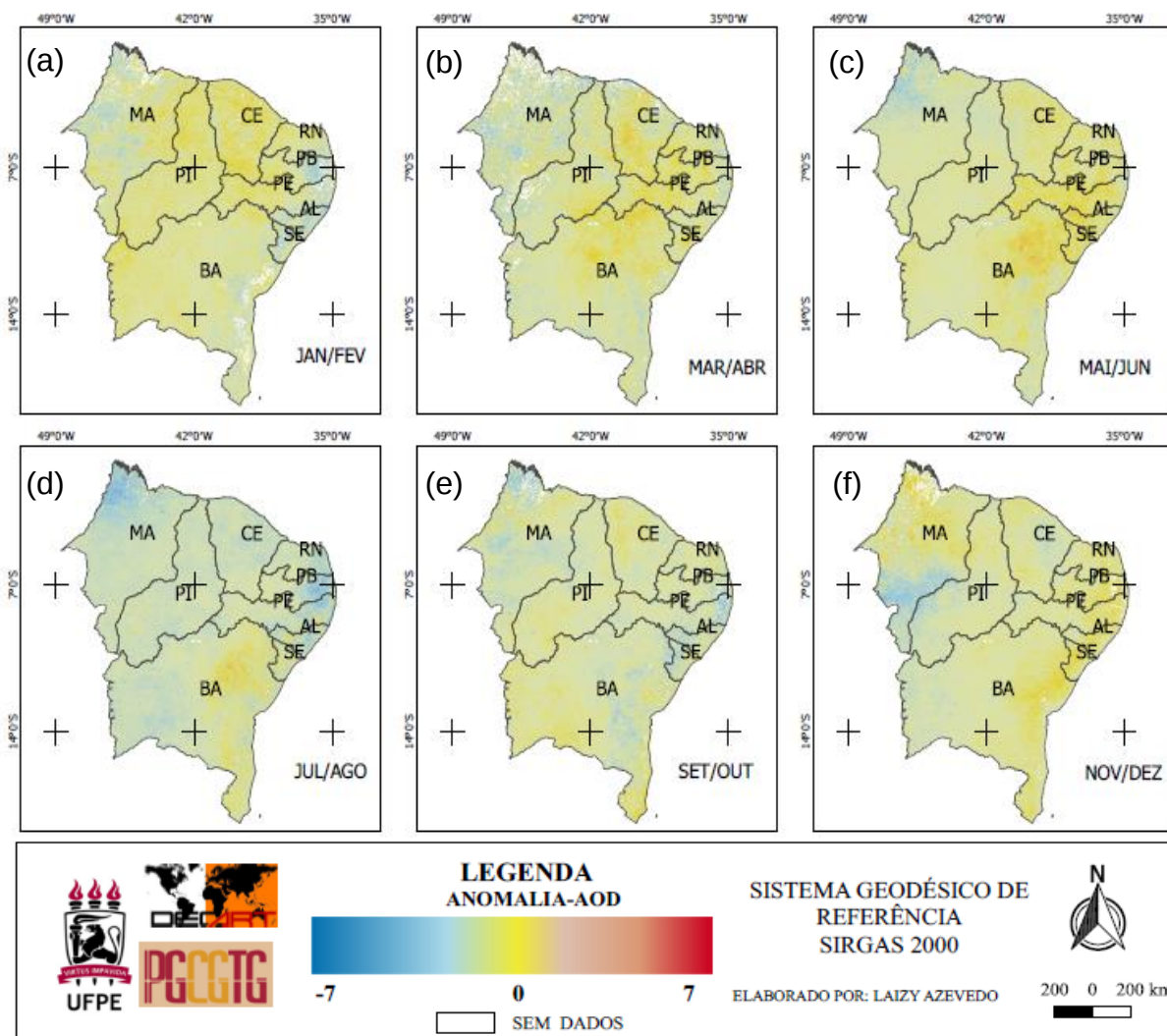
Gráfico 6- Coeficiente de variação bimestral do AOD nos estados do Nordeste para 2019 e 2020



Fonte: A autora.

Para um melhor entendimento dessas mudanças, também foi estimada a anomalia padronizada de AOD de cada bimestre utilizando a Equação 1 e a partir delas, foram gerados mapas para uma melhor compreensão da variação espacial desses materiais particulados durante o ano de 2020 em comparação com a média de 2019. Os mapas de anomalia do AOD podem ser visualizados na Figura 15, em que os valores negativos (cor azul a amarela) apontam para um decréscimo no nível deste poluente enquanto que valores positivos (cor amarela a vermelha) mostram um aumento nos níveis de AOD.

Figura 15- Anomalias AOD. (a), (b), (c), (d), (e), (f) primeiro ao sexto bimestre, respectivamente, de 2020 com relação a 2019.



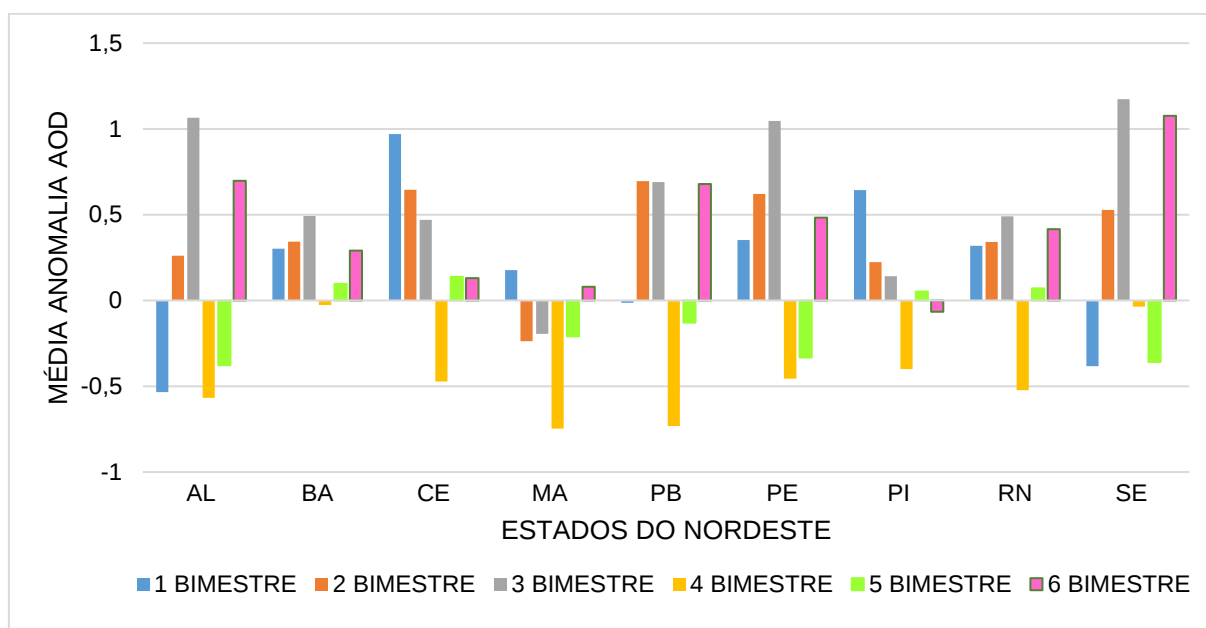
Fonte: A autora.

Analisando-se a figura acima, nota-se que na maior parte da área de estudo, não houve mudanças significativas entre os anos de 2019 e 2020 apresentando anomalias em torno de zero (cor amarela). Porém, é possível visualizar mudanças nos níveis de AOD em algumas áreas específicas. Durante o primeiro, segundo e terceiro bimestre foi constatada anomalias positivas (Cor laranja) principalmente em alguns trechos na região central do Nordeste. Já o quarto e quinto bimestre destacam-se algumas regiões na cor azul mais ao norte e também no litoral indicando anomalias negativas. No sexto bimestre, apesar de anomalias negativas em uma parte do Maranhão e Ceará, o litoral em quase toda sua extensão apresenta anomalias positivas com pixels na cor laranja.

Principalmente no primeiro e segundo bimestre, existem algumas regiões com dados ausentes, representadas por pixels na cor branca. O MODIS AOD é recuperado usando o algoritmo de alvo escuro. A disponibilidade de dados em algumas regiões é afetada pela presença de superfícies brilhantes. De acordo com Levy *et al.*, (2010), a recuperação de AOD do MODIS torna-se desafiadora em regiões com alta refletância de superfície, porém, esses dados são muito aceitos no meio acadêmico pois, existem diversos estudos de validação que comprovaram que cerca de 72% das recuperações de AOD estão dentro dos níveis de incerteza esperados (REMÉR *et al.*, 2008 ; LEVY *et al.*, 2010).

Para que esses resultados pudessem ser melhor analisados, foi realizada uma análise quantitativa das anomalias médias do AOD por estado conforme Gráfico 7. Através do diagrama de barras nota-se anomalia máxima e mínima de AOD como + 1,17 e -0,74 para o terceiro bimestre no estado de Sergipe e quarto bimestre no estado de Maranhão, respectivamente. Nota-se em todos os estados anomalias negativas no quarto e quinto bimestre e positivas no segundo, terceiro e sexto bimestre.

Gráfico 7 – Médias das anomalias de AOD por Estado.



Fonte: A autora.

Os resultados obtidos mostram que apesar das possíveis desacelerações no convívio social, os índices de isolamento não foram suficientes para diminuir significativamente os níveis de AOD de 2020 em relação ao ano de 2019, principalmente no primeiro semestre. Autores como Ranjan *et al.*, (2020) realizaram estudos semelhantes a esses buscando verificar os efeitos do bloqueio causado pela

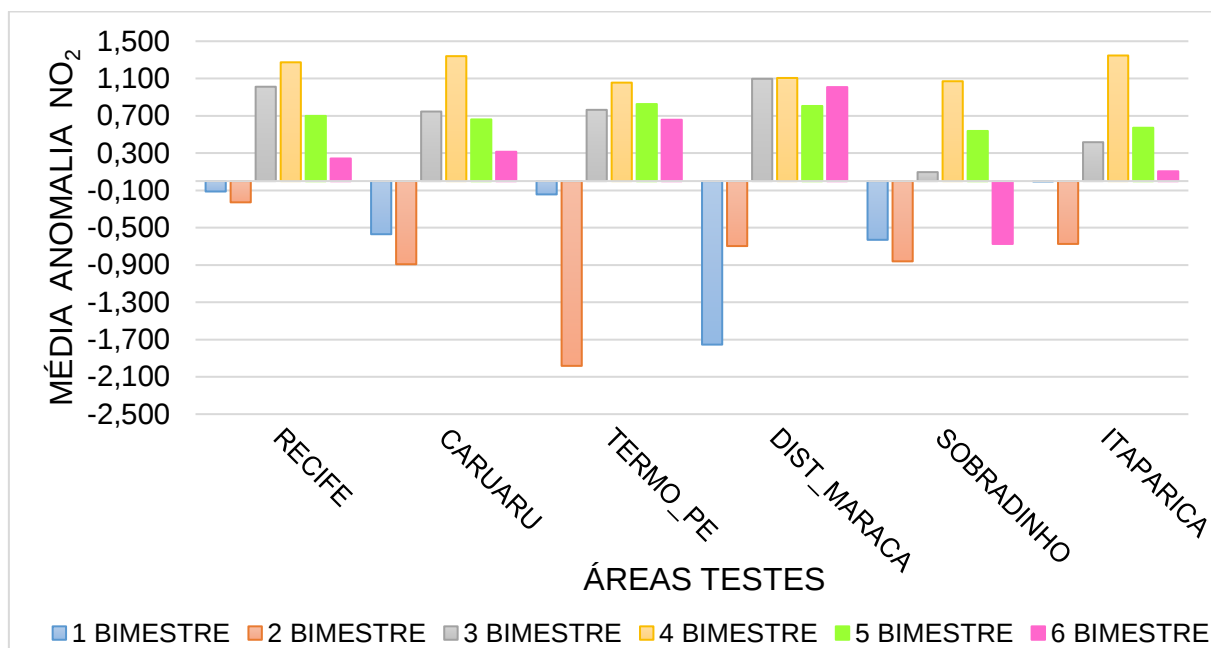
Covid-19 nos níveis de AOD em regiões urbanas e de mineração na Índia. Em resumo, os resultados obtidos por esses autores indicaram uma queda significativa no nível de AOD sobre o território indiano como um todo durante os períodos de bloqueio social e aumento nas regiões de mineração da Índia.

Segundo esses autores, as razões para um nível mais alto de AOD mesmo com os efeitos dos períodos de bloqueio não são claras. Porém esse aumento pode indicar a presença de recentes fontes poluidoras nesses locais em comparação com o período anterior. Além disso, os dados AOD de alguns pixels na região de estudo estavam ausentes e, portanto, isso pode fazer com que o nível de AOD apresente-se menor que os valores reais.

Esses resultados podem ser justificados pela inconsistência no número de pixels AOD dentro dos limites administrativos do Nordeste durante os períodos correspondentes a 2019 e 2020. A contagem total de pixels AOD dentro dos limites administrativos dos estados não foi a mesma em todos os casos, portanto, pode existir uma ligeira variação na anomalia AOD em todo o território nordestino.

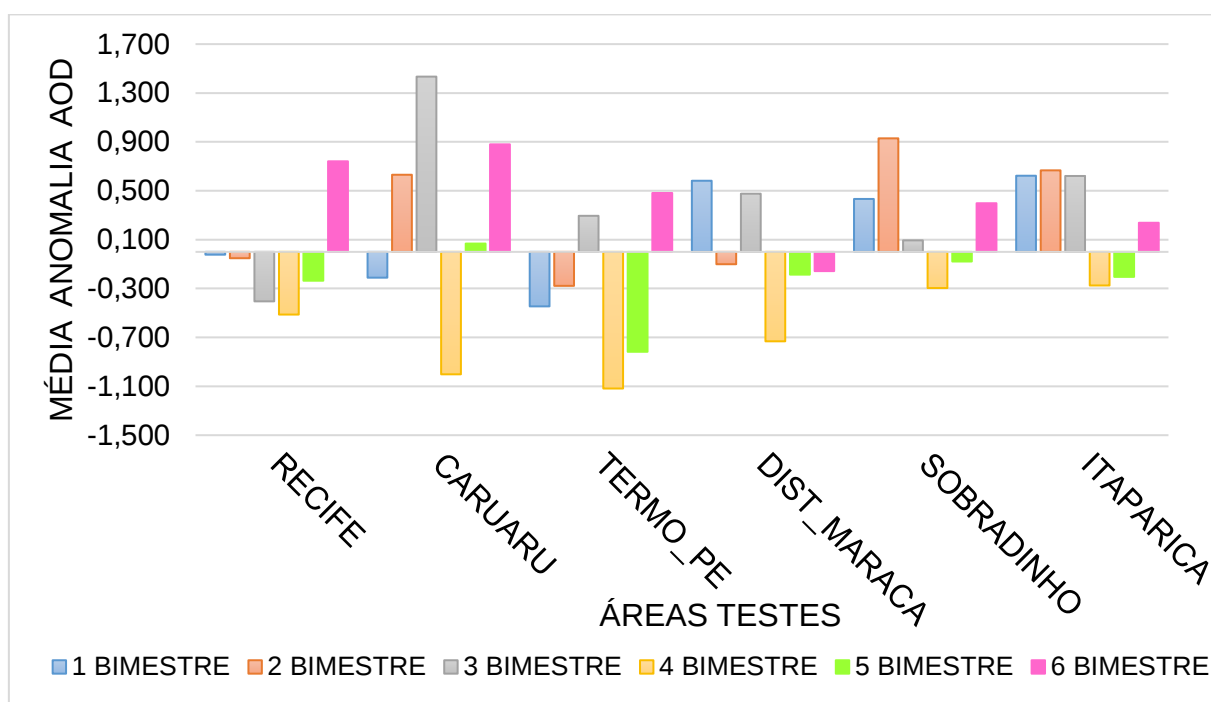
Baldasano (2020), também diz que outro fator essencial é que durante o bloqueio parcial, os caminhões continuaram circulando, pois foram mantidas as atividades industriais e de construção, bem como o transporte de alimentos, mercadorias adquiridas via *e-commerce* e cargas em geral. Outra hipótese discutida por diversos autores é que os aerossóis não são apenas emitidos para a atmosfera por fontes antropogênicas, mas também são gerados através de diversos processos físicos e químicos (SEINFELD e PANDIS, 2006).

Também buscou-se verificar as alterações dos poluentes NO₂ e AOD em algumas áreas estratégicas. Os dados de média das anomalias foram recortados para as cidades de Recife e Caruaru, em Pernambuco, os arredores da termoeletrica de Pernambuco e distrito industrial de Maracanaú, em Pernambuco e Ceará respectivamente, e os reservatórios de Sobradinho e Itaparica, Bahia e Pernambuco. Esse recorte foi realizado para permitir uma análise mais detalhada das variações de poluentes. Nos Gráfico 8 e 9 apresentam-se as médias das anomalias do NO₂ e AOD por áreas testes.

Gráfico 8 – Médias das anomalias do NO₂ por áreas testes.

Fonte: A autora.

Gráfico 9 – Médias das anomalias do AOD por áreas testes.



Fonte: A autora.

Os resultados obtidos através desses gráficos mostram que há algumas semelhanças entre a análise para a região Nordeste como um todo e para as áreas testes. Para o NO₂ nota-se diminuição nos dois primeiros bimestres, seguida de aumento a partir do terceiro bimestre. Já o AOD a semelhança ocorre apenas a partir

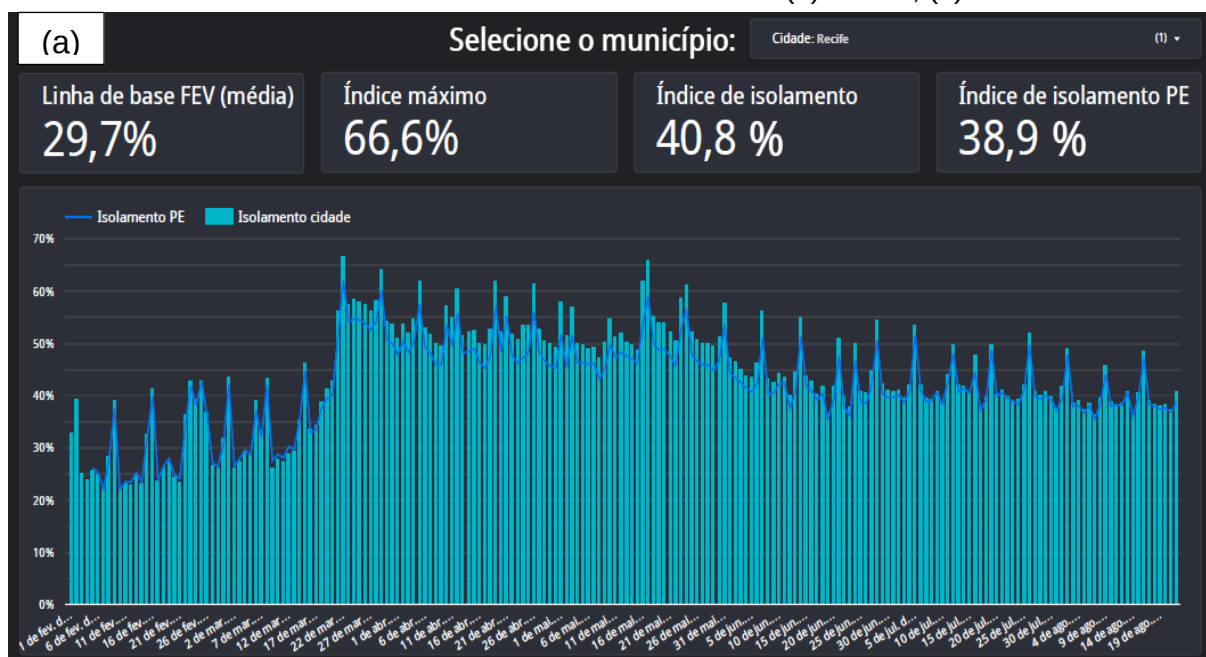
do quarto bimestre em que é possível visualizar uma diminuição seguida de aumento no sexto bimestre (Gráficos 1 e 5).

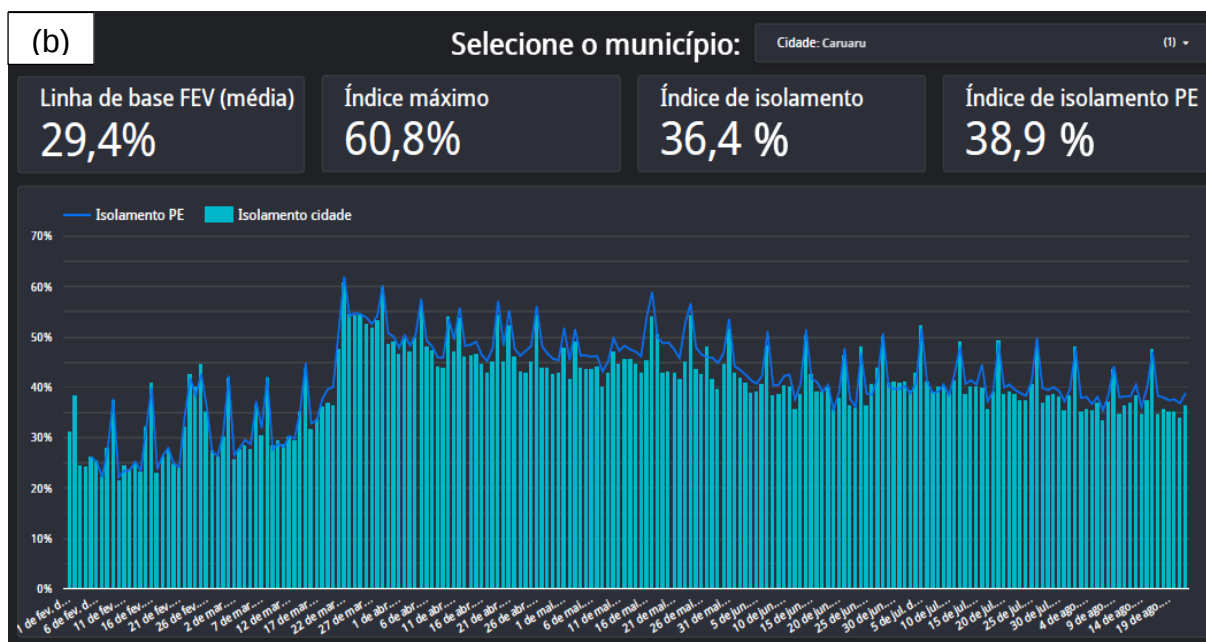
A partir da análise do Gráfico 8, percebe-se que todas as áreas apresentam comportamento semelhante. No primeiro e o segundo bimestre as anomalias foram negativas em todas as áreas testes. Já do terceiro ao sexto bimestre apresentam anomalias positivas em todas as áreas com exceção do sexto bimestre de Sobradinho que apresentou uma média de anomalia negativa.

Já os resultados do Gráfico 9 mostram que o primeiro bimestre apresentou queda em Recife, Caruaru e termoeletrica Pernambuco e aumento nas demais áreas. O segundo bimestre apresentou aumento em Sobradinho, Itaparica e Caruaru e queda nas demais áreas. O terceiro bimestre apresentou aumento em todas as áreas exceto em Recife. As anomalias foram negativas para praticamente todas as áreas no quarto e quinto bimestre com exceção ao quinto bimestre de Caruaru que foi positivo. Já o sexto bimestre apresentou anomalias positivas em todas as áreas com exceção ao distrito industrial de Maracanaú.

Analisando-se as cidades de Recife e Caruaru, o Ministério Público de Pernambuco (MPPE) implementou um painel com uma série histórica contendo os índices de Isolamento Social para os municípios Pernambucanos. Os gráficos mostram o índice de isolamento de cada cidade, em barras, em comparação com a média do Estado de Pernambuco de cada dia, em linha. Através deste painel, foram extraídos os gráficos para as cidades de Recife e Caruaru (Gráfico 10 - a e b).

Gráfico 10 – Painel índice de isolamento social – (a) Recife; (b) Caruaru.





Fonte: Ministério Público de Pernambuco - MPPE (2020).

A diminuição observada nas áreas urbanas nos dois primeiros bimestres para o poluente NO₂ pode ser justificada pelos índices de isolamento social, em que os maiores índices, concentraram-se nos meses de março a meados de maio para ambas as cidades. Isso se deve ao fato de que as emissões de NO₂ estão estritamente relacionadas a ações antropogênicas (CLARK et al., 2018; ALBERS, 1994).

Outro fator importante que pode ter contribuído para redução dos níveis de NO₂ é que em meados do mês de março, o governo de Pernambuco emitiu um decreto (Decreto Nº 48832 de 19/03/2020), considerando a recomendação das autoridades sanitárias do País e do Estado buscando diminuir o fluxo de pessoas em espaços coletivos, para mitigar a disseminação do coronavírus em Pernambuco. Neste decreto, o funcionamento de shoppings, restaurantes, lanchonetes, bares foi suspenso, e em meados do mês de maio uma medida ainda mais restritiva foi adotada pelo estado permitindo apenas o funcionamento de atividades essenciais (Decreto Nº 49.017, DE 11 DE MAIO DE 2020). Após essa restrição mais rigorosa, foi iniciada medidas de retomada econômica e os índices de isolamento começaram a diminuir e consequentemente os níveis de NO₂ voltaram a subir. Essa diminuição seguida por um aumento nos níveis de poluentes também foi observada por pesquisadores da NASA (2020) na região da China.

Em relação as áreas industriais, em geral, o comportamento nos níveis de NO₂ foi semelhante ao das demais áreas. Apesar de não haver paralisação total das atividades industriais durante a pandemia, pode ter ocorrido uma redução parcial em

seu funcionamento devido à redução no número de funcionários e dificuldade para compra de insumos.

Os resultados numéricos detalhados para as duas cidades e áreas industriais em relação ao AOD não foram muito semelhantes entre si, o que pode ser visto também se analisando cada uma dessas áreas no mapa de anomalia AOD (Figura 15). Porém, nota-se que os índices de isolamento não foram suficientes para diminuir significativamente os níveis de AOD no primeiro semestre de 2020 em relação ao mesmo período de 2019. Ressalta-se que o tempo de permanência do AOD na atmosfera é mais longo do que o NO₂, podendo os aerossóis ser transportados para regiões distantes ao contrário do NO₂, que se concentra próximo ao local de sua emissão (FILONCHYK et al., 2020).

Autores como Dantas *et al.*, (2020) verificaram os impactos do bloqueio social na cidade do Rio de Janeiro em relação a vários poluentes. Os resultados apontaram que o confinamento da população, a redução do tráfego rodoviário e da atividade econômica levaram à pequenas diminuições de NO₂. Isso porque os veículos pesados (caminhões e ônibus), movidos a diesel, contribuem com 91 e 96% dos óxidos de nitrogênio e durante o bloqueio parcial, continuaram circulando, já que foram mantidas as atividades industriais e de construção, bem como, o transporte de alimentos e cargas em geral. Já os aerossóis reduziram apenas durante a primeira semana de bloqueio parcial.

Já Brandão (2020) avaliou mudanças na qualidade do ar de São Paulo (SP) e Rio de Janeiro (RJ) combinando dados de satélite e terrestre. Dados diários de NO₂ e aerossóis foram analisados para o mês de maio entre 2015-2020. Foram detectados decréscimos médios de 45% para 2020 em comparação com a média de 2015-2019. Para os aerossóis, não se observou mudanças significativas para o mesmo período de tempo, porém, destacou-se o elevado número de queimadas na região Sudeste que pode ter afetado os resultados.

Outros autores como Filonchyk *et al.*, (2020), analisaram o NO₂, CO e AOD antes e durante a pandemia no leste da China. Os resultados mostraram que o bloqueio da COVID-19 melhorou a qualidade do ar a curto prazo, mas assim que o consumo de carvão nas usinas e refinarias voltaram aos níveis normais devido à retomada das atividades, os níveis de poluentes voltaram a crescer. O CO e NO₂ diminuíram em cerca de 20 e 30%, respectivamente, já o AOD apresentou altos valores e isso pode ter ocorrido devido ao tempo de permanência muito mais longo

das partículas de aerossol na atmosfera, em contraste com algumas horas para NO₂, eles podem ser transportados para longas distâncias de onde foram gerados ao contrário do NO₂ que fica concentrado próximo a suas fontes poluidoras.

Em relação ao entorno dos reservatórios de água tanto para o NO₂ quanto para o AOD, Silva *et al.*, (2011) afirmam que devido ao grande porte dos reservatórios, o monitoramento torna-se uma tarefa de difícil execução para os órgãos gestores, mas que ações antrópicas podem auxiliar em processos como o da eutrofização das águas. Moura *et al.*, (2014) afirmam que a eutrofização em lagos e reservatórios é um dos principais problemas na gestão de águas ao redor do mundo. Esse fenômeno ocorre em sistemas aquáticos e à medida que o tempo passa os nutrientes vão se acumulando e ocorre o florescimento de algas. Quando acontece naturalmente, a eutrofização é gradual e muito lenta. No entanto, quando este processo é acelerado, há um aumento desordenado de algas provocando um desequilíbrio ecológico.

Essa aceleração é causada principalmente por ações antrópicas como a poluição do ar e a precipitação de materiais da atmosfera (sob a forma de partículas junto com a água de chuva) e tem consequências negativas como a diminuição da diversidade de espécies (RIVERA, 2003). Os resultados obtidos mostraram que os níveis de poluentes nessas regiões apresentaram comportamento semelhante ao das demais áreas, fato este que merece destaque e mostra a necessidade de monitoramento de poluentes nessas áreas.

O órgão Brasileiro que dita os padrões de qualidade do ar no que diz respeito a poluentes como o dióxido de nitrogênio é o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio das Resoluções 003/1990 e 08/1990. No entanto, o monitoramento da qualidade do ar na maioria das regiões brasileiras é muitas vezes escasso, ausente ou até mesmo algumas cidades possuem estações de monitoramento, porém desativadas. Nesse sentido, estudos utilizando dados de detecção remotas como os apresentados nesta pesquisa são essenciais pois fornecem informações que podem ser direcionadas a tomadores de decisões e gestores ambientais.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, concluímos que o monitoramento de poluentes atmosféricos através da detecção remota pode fornecer dados importantes para subsidiar órgãos de gestão ambiental, em relação ao planejamento, e alertar a população em geral em termos de risco e vulnerabilidade a exposição de poluentes. Além disso, esse monitoramento é fundamental para entender os impactos que as atividades antropogênicas têm na emissão de poluentes do ar.

A presente dissertação mostrou que imagens de satélite podem ser uma boa alternativa para o monitoramento da qualidade do ar em relação a estações de monitoramento terrestre. Isso porque as estações convencionais apesar da elevada precisão, apresentam um monitoramento limitado pelo alto custo e baixa cobertura espacial. Neste trabalho, imagens do Sentinel 5P e MODIS AOD forneceram informações sobre a poluição do ar em uma área bastante extensa de maneira eficiente.

A análise mostrou que o nível de NO₂ em quase todo o Território Nordeste foi reduzido no segundo bimestre de 2020, com queda de 4,69%, que corresponde ao período de rápido crescimento da pandemia e início dos eventos de bloqueio social desencadeados pela Covid-19. Já o quinto bimestre apresentou maior aumento com acréscimo de 8,32 %.

Em relação ao AOD, os resultados apontaram que apesar das desacelerações no convívio social, não houve diminuição significativamente os níveis de AOD no primeiro semestre de 2020 em relação ao ano de 2019, em que cada um dos bimestres aumentou 12,29 %, 18,67% e 16,33%, respectivamente, e uma das possíveis justificativas para esse fato é que os dados AOD de alguns pixels na região de estudo estavam ausentes e, portanto, isso pode ter feito o nível de AOD apresentar-se diferente dos valores reais. Esta é uma das limitações da análise apresentada neste trabalho, a não extração de valores de alguns pixels AOD para alguns locais. Neste sentido, os resultados poderiam variar ligeiramente se todos os valores de pixel fossem considerados, porém, ainda assim, com base nos nossos resultados e de demais pesquisadores, acreditamos que as principais conclusões deste estudo permanecerão válidas. Para o quarto e quinto bimestres foi observada uma redução de 13,34% e 5,20 %, respectivamente, no nível do AOD.

A verificação dos níveis de poluentes nas áreas estratégicas adotadas nesta dissertação revelou uma coerência entre a análise para a região nordeste como um todo e para as áreas testes, pois para o NO₂ notou-se diminuição nos dois primeiros bimestres e no AOD essa diminuição é marcante para o quarto e quinto bimestre.

Por fim, a partir das análises realizadas, espera-se que a pandemia seja capaz de influenciar decisões políticas no que diz respeito a estratégias de controle da poluição do ar. Os eventos de isolamento social parcial possivelmente podem ser uma alternativa para a redução da poluição do ar no futuro. Pode não ser incomum no futuro, a necessidade dos governantes implementarem bloqueios seletivos em pontos críticos de poluição para controlar o nível de poluentes no ar.

Como sugestão para pesquisas futuras, considera-se pertinente, a análise de outros poluentes, como exemplo: o monóxido de carbono e dióxido de enxofre. Também se considera interessante a análise de uma série histórica maior principalmente para o AOD que apresentou certas limitações e possui dados disponíveis desde o ano 2000. Além disso, também é importante para pesquisas futuras, dar continuidade temporal a esta dissertação, incluindo dados do ano de 2021 ou até quando perdurar a pandemia e seus efeitos. Outros possíveis estudos que podem ser realizados é a correlação da densidade demográfica e da precipitação com a concentração de poluentes para avaliar a influência destes parâmetros nas mudanças da qualidade do ar. Além disso, também se sugere pesquisas voltadas ao monitoramento e controle de emissão de poluentes no entorno de grandes sistemas viários, como exemplo, as BRs 101 e 232.

REFERÊNCIAS

- ABREU, M. L. **Ocorrência de chuva ácida em unidades de conservação da natureza urbanas – estudo de caso no parque estadual da pedra branca – Rio de Janeiro – RJ**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <<http://www.peamb.eng.uerj.br/trabalhosconclusao/2005/MauricioLoboAbreuPEAMB2005.pdf>>. Acesso em 26 de setembro de 2020.
- Air quality in Europe — EEA - 2018 report. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2019>>. Acesso em 14 de setembro de 2020.
- ALBERS, W. M. Indoor air pollution: NO, NO₂, CO, and CO₂. **The journal of allergy and clinical immunology**, v. 94, n. 2, p. 289-295, 1994. DOI: [https://doi.org/10.1016/0091-6749\(94\)90088-4](https://doi.org/10.1016/0091-6749(94)90088-4). Disponível em: <[https://www.jacionline.org/article/0091-6749\(94\)90088-4/fulltext](https://www.jacionline.org/article/0091-6749(94)90088-4/fulltext)>. Acesso em 15 de setembro de 2020.
- ALI, G. et al. Environmental impacts of shifts in energy, emissions, and urban heat island during the COVID-19 lockdown across Pakistan. *Journal of Cleaner Production*, v. 291, p. 125806, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652621000263?via%3Di> hub>. Acesso em 26 de fevereiro de 2021.
- ALLEMAND, L. G. et al. The Influence of Meteorological Factors and Atmospheric Pollutants on the Risk of Preterm Birth. **American Journal of Epidemiology**, v. 185, n. 4, p. 247–258, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/aje/kww141>. Disponível em: <<https://academic.oup.com/aje/article/185/4/247/2903658>>. Acesso em: 01 de outubro de 2020.
- ALMEIDA, I. T. **A poluição Atmosferica por Material Particulado na Mineração a Céu Aberto**. Dissertação (Mestado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3134/tde-31012002-170628/ptbr.php>>. Acesso: 18 de setembro de 2020.
- AMARAL, A. M. C.; REIS, F. A. G. V.; CHAVES, C. J.; FREITAS, M. I. C. Uso da geotecnologia para a análise da precipitação em Cubatão (SP): correlação com a ocorrência de movimentos de massa. **Revista Geociências**, v. 39, n. 1, p. 91-100, 2020. Disponível em: <<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/13636/13231>>. Acesso em 23 de Agosto de 2020.
- ANDRADE, I. S. **Análise da dispersão de aerossóis em Cubatão- SP por meio de técnicas de sensoriamento remoto**. 2019. Dissertação (Mestrado em Tecnologia nuclear) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. Disponível em:

<<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/tde-17042019-153045/publico/2019AndradeAnalise.pdf>>. Acesso em 26 de setembro de 2020.

ANJOS, R. S. **Modelagem espacial de doenças e suas relações com fatores socioeconômicos, morfoclimáticos e infraestruturais**. 2021. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2021.

ARAUJO, M. H. S. **Fundamentos de Geoprocessamento aplicados à Mineração**. Cruz das Almas, BA: UFRB, 2017. 58p.

BALDASANO, J. M. COVID-19 lockdown effects on air quality by NO₂ in the cities of Barcelona and Madrid (Spain). **Science of The Total Environment**, v.741, n.1 p. 140353, 2020. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140353>>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720338754>> Acesso em: 07 de setembro de 2020.

BARRETO, M. L. et al. O que é urgente e necessário para subsidiar as políticas de enfrentamento da pandemia de COVID-19 no Brasil?. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 23, 2020. DOI: 10.1590/1980-549720200032. Disponível em: <<https://www.scielo.org/pdf/rbepid/2020.v23/e200032/pt>>. Acesso em: 18 de setembro de 2020.

BECHLE, M. J.; MILLET, D.B.; MARSHALL, J.D. Remote sensing of exposure to NO₂: satellite versus ground-based measurement in a large urban area. **Atmos. Environ.**, v. 69, p. 345-353, 2013. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.11.046. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231012011144>>. Acesso em 27 de setembro de 2020.

BERMAN, J. D.; EBISU, K. Changes in U.S. air pollution during the COVID-19 pandemic. **Science of the total environment**, v. 739, p. 139864, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139864>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720333842>>. Acesso em 10 de setembro de 2020.

BLASCHKE, T.; KUX, H. **Sensoriamento Remoto e SIG Avançados: novos sistemas sensores métodos inovadores**. 2 Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.304p. Disponível em: https://books.google.com.br/books?id=q4Makf4vINgC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false. Acesso: 23 de março de 2020.

BORSODORFF, T. et al. Mapping carbon monoxide pollution from space down to city scales with daily global. **Atmos. Meas. Tech.**, v. 11, p. 5507–5518, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5194/amt-11-5507-2018>. Disponível em: <<https://amt.copernicus.org/articles/11/5507/2018/>>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

BRANDÃO, R. **Atmospheric Pollutant Levels in Southeast Brazil During COVID-19 Lockdown: Combined Satellite and Ground-based Data Analysis**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade da Virgínia, Instituto

Politécnico e Universidade Estadual, Virgínia, 2020. Disponível em: <
<https://vtechworks.lib.vt.edu/handle/10919/102026>>. Acesso em 31 de maio de 2021.

BRASIL - **RESOLUÇÃO CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990** - Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR - Publicada no DOU, de 22 de agosto de 1990, Seção 1, páginas 15937-15939. Disponível em: <
<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>>. Acesso em 10 de setembro de 2020.

BRASIL - **RESOLUÇÃO CONAMA nº 8, de 28 de junho de 1990** - estabelecimento de limites máximos de emissão de poluentes no ar para processos de combustão externa de fontes fixas de poluição. - Publicada no DOU, de 28 de dezembro de 1990, Seção 1, páginas 25539 - 25540. Disponível em: <
<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=105>>. Acesso em 10 de setembro de 2020.

BURNETT, R. et al. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. **PNAS**, v. 115, n. 38, p. 9592-9597, 2018. DPO: <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>. Disponível em: <
<https://www.pnas.org/content/115/38/9592.short>>. Acesso em 13 de setembro de 2020.

BUKARI, Q.; JAMEEL, Y. Will Coronavirus Pandemic Diminish by Summer?. **SSRN Electron. J.** , 2020. DOI:10.2139/ssrn.3556998. Disponível em: <
https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=3556998>. Acesso em 20 de setembro de 2020.

CAMPBELL, J. B.; WYNNE, R. H. **Introduction to Remote Sensing**. 5. Ed. Guilford Press, 2011.

CAMPBELL-LENDRUM, D.; Prüss-Ustün, A. Climate change, air pollution and noncommunicable diseases. **Bulletin of the World Health Organization** , v. 97, n. 2, p. 160-161., 2019. DOI: i: 10.2471/BLT.18.224295. Disponível em: <
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6357572/>>. Acesso em 02 de setembro de 2020.

CERATTI, A. M. et al. Relação do monitoramento atmosférico de no2, co e o3 obtidos pela estação de monitoramento automática da qualidade do ar da universidade feevale/rs com variáveis meteorológicas. **Revista conhecimento online**, v. 3, p. 57-78, 2018. DOI: <https://doi.org/10.25112/rco.v3i0.1607>. Disponível em: <
<https://periodicos.feevale.br/seer/index.php/revistaconhecimentoonline/article/view/1607/2249>>. Acesso em 16 de setembro de 2020.

CHEN, T. M.; KUSCHNER, W. G.; GOKHALE, J.; SHOFER, S. Outdoor air pollution: nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and carbon monoxide health effects." **The American journal of the medical sciences** , v. 333, n. 4, p.249- 256, 2007 DOI: <https://doi.org/10.1097/MAJ.0b013e31803b900f>. Disponível em: <
[https://www.amjmedsci.org/article/S0002-9629\(15\)32593-3/pdf](https://www.amjmedsci.org/article/S0002-9629(15)32593-3/pdf)>. Acesso em 21 de agosto de 2020.

CHUDNOVSKY, A.; LYAPUSTIN, A.; WANG, Y.; TANG, C.; SCHWARTZ, J.; KOUTRAKIS, P. High resolution aerosol data from MODIS satellite for urban air quality studies. **Central European Journal Of Geosciences**, v. 6, n. 1, p. 17-26, 2014. DOI: 10.2478/s13533-012-0145-4. Disponível em: <https://modis.gsfc.nasa.gov/sci_team/pubs/abstract_new.php?id=10258>. Acesso em 26 de setembro de 2020.

CLARK, L. P.; MILLTE, D. B.; MARSHALL, J. D. National Patterns in Environmental Injustice and Inequality: Outdoor NO₂ Air Pollution in the United States. **PLoS ONE**, v. 9, n. 4, p. 94431, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094431>. Disponível em: <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0094431>>. Acesso em 20 de setembro de 2020.

COELHO, A. L. N.; CORREA, W. S. C. Temperatura de Superfície Celsius do Sensor TIRS/Landsat-8: metodologia e aplicações. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 7, n. 1, p. 31-45, 2013. Disponível em: <<https://revista.ufrr.br/rga/article/view/2996>>. Acesso em 10 de julho de 2020.

COLTIN, Brian *et al.* Automatic boosted flood mapping from satellite data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 37, n. 5, p. 993-1015, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1145366>. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/01431161.2016.1145366?needAccess=true>>. Acesso em 25 de março de 2020.

DANTAS, G. *et al.* The impact of COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 729, 139085 p., 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720326024>>. Acesso em 13 de julho de 2020.

Decreto Nº 35784 DE 03/05/2020. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=394644>>. Acesso em 11 de outubro de 2020.

Decreto Nº 49017 DE 11/05/2020. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=395175>>. Acesso em 11 de outubro de 2020.

Decreto Nº 14663 DE 05/05/2020. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=394831>>. Acesso em 11 de outubro de 2020.

DIAS, N. O.; MARTINS, F. C. M.; BARROS, K. O.; Geotecnologia aplicada à diagnose ambiental: Reserva Biológica de Pinheiro Grosso, Barbacena – MG. **Sociedade e natureza**, v. 21, p. 126-140, 2020. DOI: 10.14393/SN-v32-2020-45716. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/45716/28234>>. Acesso em 22 de agosto de 2020.

EPIPHANIO, J. C. N. **Satélites de Sensoriamento Remoto**, São José dos Campos, 2002. E-book. Disponível em: <http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/sergio/2005/06.14.12.34/doc/CAP2_JCNEpiphanio.pdf>. Acesso em 01 de abril de 2020.

ESA – European Space Agency, 2020. **Sentinel – 5P**. Disponível em: <<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-5p>>. Acesso em: 25 de maio de 2020.

FAKHOURY, N. A. **Estudo da qualidade do ar interior em ambientes educacionais**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia mecânica de energia e fluidos) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3150/tde-11072017-135147/en.php>>. Acesso em 10 de março de 2021.

ARAUJO, M. H. S. **Fundamentos de Geoprocessamento aplicados à Mineração**. Cruz das Almas, BA: UFRB, 2017. 58p.

FERREIRA JÚNIOR, J.J.; DANTAS, M. J.F. Análise do albedo da superfície e de índices de vegetação por sensoriamento remoto na bacia hidrográfica do Rio Pacoti/CE. **Revista Tecnologia**, v. 39, n. 2, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5020/23180730.2018.8132>. Disponível em: <https://periodicos.unifor.br/tec/article/view/8132>. Acesso em 10 de abril de 2020.

FILONCHYK, M.; HURYNOVICH, V.; UAN, H.; YANG, S. Atmospheric pollution assessment near potential source of natural aerosols in the South Gobi Desert region, China. **Giscience & remote sensing**, v. 52, p. 227-244, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1715591>. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15481603.2020.1715591?scroll=top&needAccess=true>>. Acesso em 22 de Agosto de 2020.

GALLAGHER, S. How Google built a 52-terapixel time-lapse portrait of Earth. **Ars Technica**, 2013. Disponível em: <<https://arstechnica.com/information-technology/2013/06/how-google-built-a-108-terapixel-time-lapse-portrait-of-earth/>>. Acesso em: 30 jun 2019.

GANEM, Khalil Ali. **Classificação da cobertura do solo na caatinga a partir de imagens do landsat-8 e da ferramenta Google Earth Engine: uma comparação entre dados com e sem correção atmosférica**. 2017. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade Brasília, Brasília, 2017. Disponível em: <http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/23501/1/2017_KhalilAliGanem.pdf>. Acesso em 03 de março de 2020.

GEE- **GOOGLE EARTH ENGINE**. Disponível em: <https://earthengine.google.com/>. Acesso em 03 de abril de 2020.

GEE- **GOOGLE EARTH ENGINE**, 2020. **Sentinel-5P NRTI NO2: Near Real-Time Nitrogen Dioxide**. Disponível em: <https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/COPERNICUS_S5P_NRTI_L3_NO2>. Acesso em 25 de maio de 2020.

GORELICK, Noel *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, n. 1, p. 18-27, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425717302900>>. Acesso em 30 de março de 2020.

HOU, Y.; WANG, L.; ZHOU, Y.; WANG, S.; LIU, W.; ZHU, J. Analysis of the tropospheric column nitrogen dioxide over China based on satellite observations during 2008–2017. **Atmospheric Pollution Research**, v. 10, n. 2, p. 651-655, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.11.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1309104218303519>>. Acesso em 29 de agosto de 2020.

HUANG, J. et al. Investigating the relationship between aerosol and cloud optical properties inferred from the MODIS sensor in recent decades over East China. **Atmospheric environment**, v. 239, p. 117812, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117812>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S135223102030546X>>. Acesso em 06 de outubro de 2020.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2016. **Censo Agropecuário**. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv61914.pdf> >. Acesso em: 01 de abril de 2020.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. **Indicadores Sociais Mínimos- aspectos demográficos**. Disponível em: https://www2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicao_de_vida/indicadores_minimos/tabela1.shtm >. Acesso em: 01 de abril de 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil: Região Nordeste**. Rio de Janeiro: SERGRAF, 466p, 2000.

IEMA- Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2018. **Plataforma Nacional de qualidade do ar**. Disponível em: <http://energiaeambiente.org.br/>>. Acesso em 11 de outubro de 2020.

INLOCO- **Mapa Brasileiro da Covid-19**, 2020. Disponível em: <https://mapabrasileirodacovid.inloco.com.br/pt/>>. Acesso em 02 de setembro de 2020.

JENSEN, J.. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2ªed., 598 p., 2009.

JONHANSEN, K.; PHINN, S.; TAYLOR, M. Mapping woody vegetation clearing in Queensland, Australia from Landsat imagery using the Google Earth Engine. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 1, p 36-49, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2015.06.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938515000051>. Acesso em 02 de abril 2020.

KAPLAN, G., ADVAN, Z. Y. Space-borne air pollution observation from sentinel-5p tropomi: relationship between pollutants, geographical and demographic data. **International Journal of Engineering and Geosciences (IJEG)**, v. 5, n. 3, p. 130-137, 2020. DOI: 10.26833/ijeg.644089. Disponível em: < https://www.researchgate.net/profile/Gordana_Jovanovska_Kaplan/publication/338833815_Space-Borne_Air_Pollution_Observation_from_Sentinel-5p_TROPOMI_Relationship_Between_Pollutants_Geographical_and_Demographic_Data/links/5eb14eb092851cb267742a9e/Space-Borne-Air-Pollution-Observation-from-Sentinel-5p-TROPOMI-Relationship-Between-Pollutants-Geographical-and-Demographic-Data.pdf> Acesso em 23 de agosto de 2020.

KAPLAN, N. H.; SOHRT, E.; BLUME, T.; WEILER, M. Monitoring ephemeral, intermittent and perennial streamflow: a dataset from 182 sites in the Attent catchment, Luxembourg. **Earth Syst. Sci. Data**, v. 11, p. 1363-1374, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-11-1363-2019>. Disponível em: < https://gfzpublic.gfz-potsdam.de/rest/items/item_4705888_2/component/file_4705897/content>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

LAL, P. et al. The dark cloud with a silver lining: Assessing the impact of the SARS COVID-19 pandemic on the global environment. **Science of the total environment**, v. 732, p. 139297, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139297> Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972032814X#bb0300>>. Acesso em 20 de setembro de 2020.

LEVY, R.C. et al. Global evaluation of the collection 5 MODIS dark-target aerosol products over land. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, p. 10399-10420, 2010. DOI: doi:10.5194/acp-10-10399-2010. Disponível em: <<https://core.ac.uk/download/pdf/208430398.pdf>>. Acesso em 10 de setembro de 2020

LIANG, Y.; LIU, L.; HUANG, J. **Vegetation Change Detection Using Trend Analysis and Remote Sensing**. Integrated Modelling of Ecosystem Services and Land-Use Change Case Studies of Northwestern Region of China. In: Integrated Modelling of Ecosystem Services and Land-Use Change. Springer Geography. Springer, Singapore, 2020. https://doi.org/10.1007/978-981-13-9125-5_3.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. 7^a ed. Hoboken: Wiley, 2015.

LIMA, C. E. S. et al. Geotecnologias aplicadas à detecção de mudanças na cobertura vegetal da bacia hidrográfica do rio Inhaúma – PE/AL. In: I Congresso Nacional de Geografia Física, 2017, Campinas. **Anais [...]**. Campinas: UNICAMP. Disponível em: < <http://ocs.ige.unicamp.br/ojs/sbgfa/article/view/2228>>. Acesso em 06 de outubro de 2020.

LU, L.; WENG, Q.; GUO, H.; FENG, S.; LI, Q. Assessment of urban environmental change using multi-source remote sensing time series (2000–2016): A comparative analysis in selected megacities in Eurasia. **Science of the Total Environment**, v. 684, p. 567-577, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.344>. Disponível em: <

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719323915>>. Acesso em 06 de outubro de 2020.

LYAPUSTIN, A.; MARTONCHIK J.; WANG Y.; LASZLO I.; KORKIN S. Multiangle implementation of atmospheric correction (MAIAC): 1. Radiative transfer basis and look-up tables. **Journal of Geophysical Research**, v. 116, n. D3, p. D03210, 2011. DOI:10.1029/2010JD014986. Disponível em: <
<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2010JD014985>>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

LYAPUSTIN, A.; WANG, Y. **MODIS Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction (MAIAC) Data User's Guide**. Manual do usuário- coleção 6, versão 2, 2018. Disponível em: <
https://lpdaac.usgs.gov/documents/110/MCD19_User_Guide_V6.pdf>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

LONG, W; FENG, J. **Research Report on Companies' Survival and Development Strategy During a Novel Coronavirus Epidemic**. UIBE Press, Beijing, 2020.

MARQUES, L. C. **Modelagem matemática da dispersão de poluentes atmosféricos em indústria siderúrgica no Ceará**. 2017. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017. Disponível em: <
<http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/29090>>. Acesso em 14 de setembro de 2020.

MARTIN, M. C. S.; MARTIN, M. C. S. Condições atuais das emissões dos poluentes atmosféricos durante a quarentena da covid-19 e as perspectivas futuras. **Boletim de conjuntura**, v. 2, n. 5, p. 85-96, 2020. DOI:
<http://doi.org/10.5281/zenodo.3767111>. Disponível em: <
<https://revista.ufrr.br/boca/article/view/SanMartin2/2905>>. Acesso em 24 de maio de 2020.

MENDOZA, C. I. A.; TEODORO, A.; CANDO, L. R. Spatial estimation of surface ozone concentrations in Quito Ecuador with remote sensing data, air pollution measurements and meteorological variables. **Environ Monit Assess** v. 191, n. 155, p.2-15, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7286-6>. Disponível em: <
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10661-019-7286-6.pdf>>. Acesso em 15 de setembro de 2020.

METYA, A.; DAGUPTA, P.; HALDER, S.; CHAKRABORTY, S.; TIWARI, Y. K. COVID-19 Lockdowns Improve Air Quality in the South-East Asian Regions, as Seen by the Remote Sensing Satellites. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 20, p. 1772–1782. DOI: <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.05.0240>. Disponível em: <
<https://aaqr.org/articles/aaqr-20-05-covid-0240>>. Acesso em 20 de setembro de 2020.

Ministério Público de Pernambuco (MPPE). **Ranking de isolamento social**. Disponível em: <
https://datastudio.google.com/u/0/reporting/1CaZI5DfH_Ohj1wmb7mArBDpdZkna1r9q/page/LSrOB?s=p3vHxnrBoWE>. Acesso em 05 de setembro de 2020.

MOURA, R. S. T.; LOPES, Y. V. A.; SILVA, G. G. H. Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. **Química Nova**, v.37, n. 8, p. 1283-1288, 2014. Disponível em: < <http://static.sites.sbq.org.br/quimicanova.sbq.org.br/pdf/v37n8a04.pdf>>. Acesso em 10 de setembro de 2020.

NAIR, M. et al. Assessment of contribution of agricultural residue burning on air quality of Delhi using remote sensing and modelling tools. **Atmospheric Environment**, v. 230, p. 117504, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117504>. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231020302417>>. Acesso em 20 de setembro de 2020.

NAKADA, L. Y. K.; URBAN, R. C. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during the partial lockdown in São Paulo state, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 730, 139087 p., 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720326048>>. Acesso em 13 de julho de 2020.

NASA - National Aeronautics and Space Administration, 2020. **Airborne Nitrogen Dioxide Plummets Over China**. Disponível em: < <https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china>>. Acesso em 13 de julho de 2020.

NASA - National Aeronautics and Space Administration, 2020. **Nitrogen Dioxide Levels Rebound in China**. Disponível em: < <https://earthobservatory.nasa.gov/images/146741/nitrogen-dioxide-levels-rebound-in-china>>. Acesso em 10 de setembro de 2020.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. 4 ed. São Paulo: Blucher, 2010.

OGEN, Y. Assessing nitrogen dioxide (NO₂) levels as a contributing factor to coronavirus (COVID-19) fatality. **Science of The Total Environment**, v. 725, p. 138605, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138605>. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720321215>>. Acesso em 25 de maio de 2020.

OMRANI, H.; OMRANI, B.; PARMENTIER, B.; HELBICH, M. Spatio-temporal data on the air pollutant nitrogen dioxide derived from Sentinel satellite for France. **Data in Brief**, v. 28, p. 105089, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.105089>. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352340919314453>>. Acesso em 28 de agosto de 2020.

Organização das Nações Unidas – ONU, 2019. **Revision of World Population Prospect**. Disponível em: < <https://population.un.org/wpp/>>. Acesso em 24 de agosto de 2020.

Organização Mundial de Saúde – OMS, 2020. **Relatório da Missão Conjunta Who-China on Coronavirus Disease 2019 (Covid-19)**. Disponível em: < [https://www.who.int/publications-detail/report-of-the-who-china-joint-mission-on-coronavirus-disease-2019-\(covid-19\)](https://www.who.int/publications-detail/report-of-the-who-china-joint-mission-on-coronavirus-disease-2019-(covid-19))>. Acesso em 15 de setembro de 2020.

Organização Mundial de Saúde – OMS, 2016. **Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease**. Disponível em: < <https://www.who.int/phe/publications/air-pollution-global-assessment>> Acesso em 12 de julho de 2020.

PAN, L. et al. Aerosol optical properties based on ground measurements over the Chinese Yangtze Delta Region. **Atmospheric environment**, v. 44, p. 2587-2596, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.04.013>. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231010002955>>. Acesso em 06 de outubro de 2020.

PEREIRA, G.; et al. Estimativa da emissão de gases do efeito estufa para o bioma pantanal. **Geografia**, v. 34, número especial, p. 655-665, 2009. Disponível em: < <https://www.geopantanal.cnptia.embrapa.br/publicacoes/2geo/Cap-3.pdf>>. Acesso em 31 de maio de 2021.

PINHEIRO, L.; GARCIA, M. Acumulado de focos de incêndio na Amazônia de janeiro a setembro é o maior desde 2010, indicam dados do Inpe. **G1**, 09, outubro, 2020. Disponível em: <<https://g1.globo.com/natureza/amazonia/noticia/2020/10/09/acumulado-de-focos-de-incendio-na-amazonia-ate-setembro-e-o-maior-desde-2010-mostram-dados-do-inpe.ghtml>> . Acesso em: 10 de março de 2020.

PRADO, N. V.; COELHO, S. M. S. C. Estudo da Variabilidade Temporal da Profundidade Óptica do Aerossol Utilizando Dados de Sensoriamento Remoto Sobre a Região de Transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado. **Revista Brasileira de meteorologia**, v. 32, n. 4, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786324012>. Disponível em: < https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-77862017000400649>. Acesso em 06 de outubro de 2020.

QU, Z.; et al. SO₂ Emission Estimates Using OMI SO₂ Retrievals for 2005–2017. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 124, n. 14, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019JD030243>. Disponível em: < <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2019JD030243>>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

RANJAN, A. K.; PATRA, A. K.; GORAI, A. K. Effect of lockdown due to SARS COVID-19 on aerosol optical depth (AOD) over urban and mining regions in India. **Science of The Total Environment**, v. 745, n. 25, p. 141024, 2020. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141024>>. Acesso em: 07 de setembro de 2020.

REGINATO, V. S. C. et al. Coleção de mapas temporais como auxílio na representação da difusão da COVID-19 no Estado de Santa Catarina: Histórico entre 12/03/2020 e 11/05/2020. **Metodologias e Aprendizado**, v. 3, p. 102 – 113, 2020. DOI: <https://doi.org/10.21166/metapre.v3i0.1335>. Disponível em: <<http://publicacoes.ifc.edu.br/index.php/metapre/article/view/1335>>. Acesso em 18 de setembro de 2020.

REGHINI, F. L.; CAVICHIOLI, F. A. Utilização de geoprocessamento na agricultura de precisão. **Revista interface tecnológica em agronegócio**. V. 17, n. 1, p. 329-339, 2020. DOI: 10.31510/infa.v17i1.750. Disponível em: <https://revista.fatectq.edu.br/index.php/interfacetecnologica/article/view/750>. Acesso em: 13 set. 2020.

REMER L.A. et al. The MODIS aerosol algorithm, products, and validation. **Journal of the Atmospheric Sciences**, v. 62, p. 947-973, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1175/JAS3385.1>. Disponível em: <<https://journals.ametsoc.org/jas/article/62/4/947/26026>>. Acesso em 10 de setembro de 2020.

REUTERS, A. S. **China see post-lockdowns rise in air pollution: study**. Disponível em: < <https://www.reuters.com/article/us-health-coronavirus-china-pollution/china-sees-post-lockdown-rise-in-air-pollution-study-idUSKBN22U09F>>. Acesso em : 07 de setembro de 2020.

REQUIA, W. J. *et al.* Associação entre emissões veiculares e risco de doença cardiorrespiratória no Brasil e sua variação por agrupamento espacial de fatores socioeconômicos. **Pesquisa Ambiental**, v.150, 2016.

RIZZATTI, M. Avaliação geográfica para risco de covid-19 em população a partir de 50 anos na área urbana de Santa Maria, RS, Brasil. **Metodologias e Aprendizado**, v. 24, 2020. DOI: < DOI: 10.5902/2236499444287>. Disponível em: < <https://periodicos.ufsm.br/geografia/article/view/44287/pdf>>. Acesso em 18 de setembro de 2020.

RIZZATTI, M. Metodologia para mapeamento de “sintomas” e “situação dos pacientes” com casos confirmados de COVID-19 nos municípios do estado do Rio Grande do Sul. **Metodologias e Aprendizado**, v. 3, p. 83 – 101, 2020. DOI: <<https://doi.org/10.21166/metapre.v3i0.1334>>. Disponível em: < <http://publicacoes.ifc.edu.br/index.php/metapre/article/view/1334>>. Acesso em 18 de setembro de 2020.

RIVERA, E. A. C. **Modelo Sistêmico para Compreender o Processo de Eutrofização em um Reservatório de Água**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia DE Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003. Disponível em: < <https://pdfs.semanticscholar.org/13cd/883cf96e0de76fa8f21bdecf52798cc0aa5c.pdf>>. Acesso em 12 de setembro de 2020.

ROCHA, V. R.; YAMASOE, M. A. Estudo da variabilidade espacial e temporal da profundidade óptica do aerossol obtida com o MODIS sobre a região amazônica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 28, n. 2, 2013. DOI:

<https://doi.org/10.1590/S0102-77862013000200010>. Disponível em: <
https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S010277862013000200010&script=sci_arttext.
 Acesso em 25 de setembro de 2020.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia Aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81-90, 2005. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.2005.0016.0009>. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/47288>. Acesso em 07 de abril de 2020.

SANTOS JÚNIOR, C. J. et al. Tecnologias digitais e de geoprocessamento aplicadas ao monitoramento da doença de coronavírus 2019 (covid-19). **Revista Brasileira de geografia médica e saúde**, p. 1-10, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/Hygeia0053912>. Disponível em: <
<http://www.seer.ufu.br/index.php/hygeia/article/view/53912/29092>>. Acesso em 20 de setembro de 2020.

SAYER, A. M.; HSU, N.C.; BETTENHAUSEN, C.; JEONG, M.J. Validation and uncertainty estimates for MODIS Collection 6 "Deep Blue" aerosol data. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v. 118, n. 14, p. 7864-7872, 2013. DOI: 10.1002/jgrd.50600. Disponível em: <
https://modis.gsfc.nasa.gov/sci_team/pubs/abstract.php?id=08674>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

SEINFELD J.H., PANDIS S.N. **Atmospheric Chemistry and Physics From: Air Pollution to Climate Change** (2nd), John Wiley and Sons (2006). Disponível em: <
https://books.google.com.br/books?hl=pt-PT&lr=&id=n_RmCgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR5&ots=gROfJOnfiO&sig=gGHw77SylbJ2Ve5-uSTAI7Ouy2A&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false> . Acesso em 15 de setembro de 2020.

SHI, H. et al. Radiological findings from 81 patients with COVID-19 pneumonia in Wuhan, China: a descriptive study. **Lancet Infect. Dis.**, v. 20, n. 4, p. 425-434, 2020. DOI: 10.1016/S1473-3099(20)30086-4. Disponível em: <
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1473309920300864>>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

SILVA, A. L. F. **Estudo de seca na Península Ibérica usando o Google Earth Engine**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geográfica) – Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Porto, 2018. Disponível em: < <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/118799/2/312124.pdf>>. Acesso em 26 de março de 2020.

SILVA, J. X. O que é geoprocessamento. **Revista do CREA-RJ**, p. 42-44, 2019. Disponível em: <<http://www.ufrj.br/lga/tiagomarinio/artigos/oqueegeoprocessamento.pdf>>. Acesso em 01 de outubro de 2020.

SILVA NETO, J. C. A.; ALEIXO, N. C. R. Geotecnologias no mapeamento da COVID-19 no estado do Amazonas entre os meses de março a junho de 2020. **Metodologias e aprendizado**, v. 3, p. 69-82, 2020. Disponível em : <
<http://publicacoes.ifc.edu.br/index.php/metapre/article/download/1333/1033>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

SILVA, M. P. et al. IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE POTENCIAL EUTROFIZAÇÃO NO LAGO DE SOBRADINHO-BA UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO. In : 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011. Disponível em: < [http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-](http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento19/TrabalhosCompletoPDF/IV-239.pdf)

EasyArtigos/Site/Uploads/Evento19/TrabalhosCompletoPDF/IV-239.pdf >. Acesso em 09 de setembro de 2020.

SILVA, A. M. **Curso Processamento digital de imagens de satélite**. Centro de Eventos da PUCRS, 2001. Porto Alegre – RS. Disponível em <www.cartografia.org.br>. Acesso em: 03 de abril de 2020.

SILVA, B. B. et al. Procedures for calculation of the albedo with OLI-Landsat 8 images: Application to the Brazilian semi-arid. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.20, n.1: 3- 8, 2016. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p3-8>. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662016000100003. Acesso em 06 de abril de 2020.

SILVA, I. R. F.; LIMA, R. F. P. A aplicação do software Google earth pro como possibilidade de geotecnologia para o ensino de cartografia escolar em Geografia. **Diversitas Journal**, v. 5, n. 1,p. 392-408 , 2020. DOI: <https://doi.org/10.17648/diversitas-journal-v5i1-1068>. Disponível em: < https://periodicos.ifal.edu.br/diversitas_journal/article/view/1068>. Acesso em 25 de agosto de 2020.

SIDHU, N.; PEBESMA, E.; CÂMARA, G. Using Google Earth Engine to detect land cover change: Singapore as a use case. **European Journal of Remote Sensing**, v. 51, n. 1, p. 486-500, 2018. DOI: < <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1451782>>. Disponível em: < <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/22797254.2018.1451782>>. Acesso em 18 de agosto de 2020.

SMIT, R. et al. Monitoring on-road air quality and measuring vehicle emissions with remote sensing in an urban area. **Atmospheric Environment**, v. 218, p.116978, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116978>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S135223101930617X>>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

SOBRAL, M. C. et al. Geotecnologias na gestão de reservatórios: uma revisão e uma proposta de integração. **Engenharia Sanitária e ambiental**, v. 22, n. 5, p. 841-852, 2017. DOI: 10.1590/S1413-41522017111054. Disponível em: < <https://www.scielo.br/pdf/esa/v22n5/1809-4457-esa-22-05-00841.pdf>>. Acesso em 06 de outubro de 2020.

SONG, Z. et al. MODIS AOD sampling rate and its effect on PM2.5 estimation in North China. **Atmospheric Environment**, v. 209, p. 14-22, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.04.020>. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231019302353>>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

SOUZA, A.; SANTOS, D. A. S.; CLADIN, L. P. G. Poluição atmosférica urbana a partir de dados de aerossóis MODIS: efeito dos parâmetros meteorológicos. **Bol. Goia. Geogr.**, v. 37, n. 3, p. 466-483, 2017. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/3371/337154296006.pdf>>. Acesso em 28 de setembro de 2020.

SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. Camara G, Souza RCM, Freitas UM, Garrido J. **Computers & Graphics**, v. 20, n. 3, p. 395- 403, 1996.

STURROCK, Hugh. J. W *et al.* Fine-scale malaria risk mapping from routine aggregated case data. **Malaria Journal**, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1186/1475-2875-13-421>. Disponível em: <<https://malariajournal.biomedcentral.com/track/pdf/10.1186/1475-2875-13-421>>. Acesso em 02 de abril de 2020.

TAO, M. *et al.* How Do Aerosol Properties Affect the Temporal Variation of MODIS AOD Bias in Eastern China?. **Remote sensing**, v. 9, n. 8, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs9080800>. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/9/8/800>>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

WANG, S.; LI, G.; ZHOU, H. Impact of China's economic growth and energy consumption structure on atmospheric pollutants: Based on a panel threshold model. **Journal of cleaner Production**, v. 236, p. 117694, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117694>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619325442>>. Acesso em 29 de setembro de 2020.

WANG, Y. *et al.* Large-scale MODIS AOD products recovery: Spatial-temporal hybrid fusion considering aerosol variation mitigation. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 157, p. 1-12, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.08.017>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0924271619302011>>. Acesso em 25 de setembro de 2020.

WESTPHALEN, A. B. **Análise mineral através da espectroscopia de reflectância: análise dos minerais de titânio para região do retiro, São José do Norte, RS.** 2018. Tese (DOutorado em Sensoriamento Remoto)- Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2018. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/187441/001083333.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em 14 de setembro de 2020.

XIAO, Q. *et al.* Evaluation of VIIRS, GOCI, and MODIS Collection 6 AOD retrievals against ground sunphotometer observations over East Asia. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 16, p. 1255-1269, 2016. DOI: 10.5194/acp-16-1255-2016. Disponível em: <<https://d-nb.info/114109021X/34>>. Acesso em 06 de outubro de 2020.

XIONG, J. *et al.* Automated cropland mapping of continental Africa using Google Earth Engine cloud computing. **ISPRS Journal of Photogrammetry and**

RemoteSensing, v. 126, p.225-244,2017.

<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.01.019>.Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271616301575>>.Acesso em: 02 de março 2020.

YANG, D. *et al.* High-resolution mapping of vehicle emissions of atmospheric pollutants based on large-scale, real-world traffic datasets. **Atmospheric Chemistry & Physics**, v. 19, n. 13, p. 8831-8843. 2019. Disponível em: <<https://bityli.com/kTxXc>>. Acesso em 16 de setembro de 2020.

APÊNDICE A – PROGRAMAÇÃO PARA CÁLCULO DO NO₂

```

1 //importando a coleção diária de dados Sentinel
2 var sentinel = ee.ImageCollection('COPERNICUS/S5P/NRTI/L3_NO2')
3   .select('NO2_column_number_density')//selecionando apenas dados de no2
4   .filterDate('2019-09-01', '2019-10-31');//selecionando 5º bimestre de 2019
5
6 //selecionando apenas a área de estudo
7 var nordeste = ee.FeatureCollection('users/laizyazevedo1/nordeste');
8 var no2 = sentinel.mean().clip(nordeste);
9
10 //paleta de cores
11
12 var band_viz = {
13   min: 0,
14   max: 0.0002,
15   palette: ['black', 'blue', 'purple', 'cyan', 'green', 'yellow', 'red']
16 };
17 //adicionando os resultados a tela
18
19 Map.addLayer(no2, band_viz, 'no2_05_2019');
20
21 //exportando para o google drive
22 Export.image.toDrive({
23   image: no2,
24   description: 'no2_05_2019',
25   scale: 5500,
26   region: nordeste,
27   folder: 'no2',
28   fileFormat: 'GeoTIFF',
29   maxPixels: 2697651327,
30 });

```

APÊNDICE B - PROGRAMAÇÃO PARA CÁLCULO DO AOD

```
//importando coleção de dados MODIS
var modis = ee.ImageCollection('MODIS/006/MCD19A2_GRANULES')
    .select('Optical_Depth_047')// selecionando apenas dados aod
    .filterDate('2020-05-01', '2020-06-30')//filtrando data
    .mean();

//selecionando apenas a área de estudo
var regioao = ee.FeatureCollection('users/laizyazevedo1/nordeste');
var clip1 = modis.clipToCollection(regiao);

//paleta de cores
var band_viz = {
  min: 0,
  max: 500,
  palette: ['black', 'blue', 'purple', 'cyan', 'green', 'yellow', 'red']
};

//adicionando os resultados a tela
Map.addLayer(clip1,band_viz,'aod_03_2020');

//exportando para o google drive
Export.image.toDrive({
  image: clip1,
  description: 'aod_03_2020',
  scale: 1000,
  region: regioao,
  folder: 'no2',
  fileFormat: 'GeoTIFF',
  maxPixels: 2697651327,
});
```