



Universidade Federal do Rio de Janeiro

Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza

Instituto de Geociências

IMPACTO DA QUEIMA DA BIOMASSA DA CANA-DE-AÇÚCAR NO MUNICÍPIO DE  
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ E SUA RELAÇÃO COM OS FOCOS DE CALOR E  
QUALIDADE DO AR NA REGIÃO NORTE FLUMINENSE

Leandro de Souza Camargo

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Meteorologia do Instituto de Geociências do Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PPGM-IGEO-CCMN-UFRJ), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências (área: Meteorologia).

Orientador(es): D. Sc. Luiz Cláudio Gomes Pimentel

D. Sc. Corbiniano Silva

Rio de Janeiro

Fevereiro de 2023

IMPACTO DA QUEIMA DA BIOMASSA DA CANA-DE-AÇÚCAR NO MUNICÍPIO  
DE CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ E SUA RELAÇÃO COM OS FOCOS DE  
CALOR E QUALIDADE DO AR NA REGIÃO NORTE FLUMINENSE

Leandro de Souza Camargo

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM METEOROLOGIA DO INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS DO CENTRO DE CIÊNCIAS MATEMÁTICAS E DA NATUREZA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO (PPGM-IGEO-CCMN-UFRJ) COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM METEOROLOGIA

Examinada por:

---

Prof. Luiz Claudio Gomes Pimentel, D.Sc.

---

Prof. Corbiniano Silva, D.Sc.

---

Prof. Luiz Paulo de Freitas Assad, D.Sc.

---

Prof. Rodrigo Werner da Silva, D.Sc.

---

Prof. José Francisco de Oliveira Júnior, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

Fevereiro de 2023

## AGRADECIMENTOS

"Toda a existência tem um começo. Toda caminhada começa com um passo. Concluir um mestrado é mais um passo nessa jornada. O começo e fim está centrado em Jesus Cristo, Ele é o Alfa e o Ômega, e digno de receber toda a honra, glória e louvor e, portanto, Ele é a primícia de meu agradecimento. A Deus seja a Glória pelos séculos dos séculos!

Gostaria de agradecer a minha esposa Geovana e aos meus filhos Abner Reuel e Anna Hadassa por serem minha maior fonte de alegria e inspiração. Seu amor e apoio incondicional foram essenciais para me manter motivado durante todo este processo. Eu sou muito grato por ter vocês em minha vida e por serem parte da minha jornada.

Agradeço à minha mãe Miriam por todo o seu amor, trabalho e apoio durante toda a minha vida. Suas noites em claro na máquina de costura, assim como as palavras de sabedoria e encorajamento foram fundamentais para a minha formação como pessoa e profissional. Eu sou muito grato por ter você como minha mãe.

Gostaria de agradecer também ao meu irmão Fábio pelo seu apoio e amizade incondicional. Suas palavras de incentivo e boas risadas me ajudaram a superar momentos difíceis e a manter o foco em meus objetivos.

Agradeço especialmente aos meus orientadores, Luiz Claudio e Corbiniano, por sua orientação e encorajamento contínuos. Sua experiência e conhecimento foram essenciais para a conclusão deste trabalho. Agradeço ainda aos demais membros da Banca Examinadora, por suas sugestões e críticas construtivas que me ajudaram a aperfeiçoar o conteúdo e apresentação deste trabalho. Mais uma vez, agradeço a todos por contribuírem para o sucesso deste projeto.

Agradeço à UFRJ e à SEDEC pelo suporte financeiro e acadêmico que me permitiu realizar este mestrado e me preparar para a minha futura carreira. Sua contribuição foi fundamental para o meu sucesso e sou grato por todo o apoio recebido.

Por fim, estou animado com as oportunidades que surgirão com a conclusão do mestrado e acredito que este trabalho pode ser utilizado para soluções otimizadas. Mais uma vez, agradeço a todos que contribuíram para a conclusão deste trabalho, direta ou indiretamente. Que Deus os abençoe e lhes dê a mesma graça e amor que me foi concedido."

## RESUMO

Os incêndios florestais têm consequências socioeconômicas e ambientais globais, regionais e locais, com efeitos negativos sobre os serviços ecossistêmicos, qualidade do ar, saúde da população e outros aspectos relevantes, ressaltando sua significância no contexto dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas. O estudo classificou as áreas mais favoráveis ao surgimento de focos de calor no Estado do Rio de Janeiro (ERJ), conforme variação sazonal, desdobrando na estimativa da severidade de queimadas em canaviais, localizados no norte do ERJ, levantando-se a hipótese da correlação das queimadas com a queda dos padrões de qualidade do ar no município de Macaé. A determinação das áreas mais susceptíveis ao surgimento de focos de calor deu-se com uso do processo de hierarquia analítica como método de integração normalizada de variáveis, produzindo mapas de suscetibilidade nos períodos anual, verão e inverno nas regiões hidrográficas (RHs) do ERJ, validado estatisticamente pela correlação entre os focos de calor do satélite AQUA, período de 2003 a 2017, com as áreas de maior suscetibilidade com uso do teste qui-quadrado de independência. A aplicação do dNBR estimou o nível de severidade de queimadas em canaviais entre os anos de 2015 e 2020, levantando a hipótese da queda dos padrões de qualidade do ar no município de Macaé através da determinação da direção predominante dos ventos nos municípios de Campos dos Goytacazes e Macaé, nos anos de 2015 e 2016, da concentração e direção horária de MP<sub>10</sub> e da correlação estatística entre os focos de calor oriundo da Região Norte Fluminense (RNF) e o MP<sub>10</sub> com uso do teste de Spearman. Os resultados mostram que os anos com mais focos no ERJ são 2007 e 2014, com pico em setembro e queda a partir de outubro. De acordo com o mapa de suscetibilidade, 9% do ERJ é altamente suscetível durante o período anual, sendo a RH-IX especialmente vulnerável, diminuindo para 0,2% no verão e aumentando para 32% no inverno, com 6.402 km<sup>2</sup> de áreas extremamente vulneráveis com correlação estatística entre os focos de calor e as áreas suscetíveis. Na RNF o ano de 2015 apresentou a maior concentração de focos de calor e correspondeu ao maior percentual de áreas com alta regeneração, equivalente a 11% da área de estudo em antítese ao ano de 2016. No ano de 2015 ventos de direção ENE foram predominantes nos municípios de Campos dos Goytacazes e Macaé entre os meses de janeiro e maio, no horário da tarde, e entre os meses de junho a outubro foram predominantes ventos na direção NE em Campos dos Goytacazes e ENE em Macaé. No ano de 2016 ventos de direção ENE foram predominantes nos municípios de Campos dos Goytacazes e Macaé entre os meses de janeiro e maio, no horário da tarde, e entre os meses de junho a outubro de ventos na direção ENE e S foram predominantes em Campos dos

Goytacazes e NNE em Macaé. No ano de 2015, a estação de qualidade do ar Mc-Cabiúnas registrou com 553 horas com concentrações horárias superiores a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  com um vento predominante de E e SSE e no ano de 2016 foram registradas 414 horas nas direções de SSE e SSW. No ano de 2015 Quissamã e Macaé apresentaram correlação estatística significativa entre os focos de calor e as pastagens. No ano de 2016 os municípios de Carapebus, Quissamã e Macaé apresentaram correlação entre focos e pastagens, e os municípios de Campos dos Goytacazes e São Francisco do Itabapoana apresentaram correlação entre os focos de calor e a cana-de-açúcar. Esta pesquisa conclui que o pico do surgimento de focos de calor no ERJ manifesta-se no mês de setembro e na RNF em agosto. O ano de 2015 apresentou a maior detecção de focos de calor devido a prolonga estiagem no ERJ, impactando na produção da cana-de-açúcar e os padrões de qualidade do ar no município de Macaé nos meses de janeiro, fevereiro e março. No ano de 2016, houve aumento da produção da cana-de-açúcar no município de Campos dos Goytacazes e melhoria nos padrões de qualidade do ar em Macaé. O método AHP foi eficiente na detecção de regiões susceptíveis a focos de calor. A aplicação do dNBR foi útil na identificação, delimitação e estimativa de canaviais atingidos por queimadas principalmente no município de Campos dos Goytacazes e naqueles cuja agricultura da cana-de-açúcar predominam. A análise da distribuição dos focos de calor, do regime de ventos predominantes em Campos dos Goytacazes e a concentração de  $\text{MP}_{10}$  no município de Macaé sustenta a hipótese do transporte de material particulado.

**Palavras-Chaves:** AHP, dNBR,  $\text{MP}_{10}$ , Teste Qui-Quadrado, Spearman.

## ABSTRACT

Forest fires have global, regional and local socioeconomic and environmental consequences, with negative effects on ecosystem services, air quality, population health and other relevant aspects, highlighting their significance in the context of the United Nations Sustainable Development Goals. The study classified the most favorable areas for the emergence of fire foci in the State of Rio de Janeiro (ERJ), according to seasonal variation, unfolding in the estimate of the severity of fires in sugarcane fields, located in the north of the ERJ, raising the hypothesis of the correlation of fires with the drop in air quality standards in the municipality of Macaé. The determination of the areas most susceptible to the emergence of fire foci was made using the analytical hierarchy process as a method of normalized integration of variables, producing susceptibility maps in the annual, summer and winter periods in the hydrographic regions (RHs) of the ERJ, statistically validated by the correlation between the fire foci of the AQUA satellite, from 2003 to 2017, with the areas of greatest vulnerability using the chi-square test of independence. The application of the dNBR estimated the level of severity of fires in sugarcane fields between the years 2015 and 2020, raising the hypothesis of a drop in air quality standards in the municipality of Macaé by determining the predominant direction of the winds in the municipalities of Campos dos Goytacazes and Macaé, in the years 2015 and 2016, from the concentration and clockwise direction of PM10 and the statistical correlation between fire foci from the North Fluminense Region (RNF) and PM10 using the Spearman test. The results show that the years with the most outbreaks in the ERJ are 2007 and 2014, with a peak in September and a decline in October. According to the susceptibility map, 9% of the ERJ is highly susceptible during the annual period, with RH-IX being especially vulnerable, decreasing to 0.2% in summer and increasing to 32% in winter, with 6,402 km<sup>2</sup> of extremely vulnerable areas. vulnerable with statistical correlation between fire foci and susceptible areas. In the RNF, the year 2015 had the highest concentration of fire foci and corresponded to the highest percentage of areas with high regeneration, equivalent to 11% of the study area in antithesis to the year 2016. In the year 2015 ENE winds were predominant in the municipalities of Campos dos Goytacazes and Macaé between January and May, in the afternoon, and between June and October, NE winds were predominant in Campos dos Goytacazes and ENE in Macaé. In 2016, winds from the ENE direction were predominant in the municipalities of Campos dos Goytacazes and Macaé between the months of January and May, in the afternoon, and between the months of June and October, winds in the ENE and S direction were predominant in Campos. dos Goytacazes and NNE in Macaé. In 2015, the Mc-

Cabiúnas air quality station recorded 553 hours with hourly concentrations greater than 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  with a predominant wind from E and SSE and in 2016, 414 hours were recorded in the SSE and SSW directions. In 2015, Quissamã and Macaé showed a statistically significant correlation between fire foci and pastures. In 2016, the municipalities of Carapebus, Quissamã and Macaé showed a correlation between fire foci and pastures, and the municipalities of Campos dos Goytacazes and São Francisco do Itabapoana showed a correlation between fire foci and sugarcane. This research concludes that the peak of the emergence of fire foci in the ERJ manifests itself in the month of September and in the RNF in August. The year 2015 had the highest detection of fire foci due to the prolonged drought in the ERJ, impacting sugarcane production and air quality standards in the municipality of Macaé in January, February and March. In 2016, there was an increase in sugarcane production in the municipality of Campos dos Goytacazes and an improvement in air quality standards in Macaé. The AHP method was efficient in detecting regions susceptible to heat sources. The application of the dNBR was useful in the identification, delimitation and estimation of sugarcane fields affected by fires, mainly in the municipality of Campos dos Goytacazes and in those whose sugarcane agriculture predominates. The analysis of the distribution of fire foci, the prevailing wind regime in Campos dos Goytacazes and the PM10 concentration in the municipality of Macaé supports the hypothesis of transport of particulate matter.

**Keywords:** AHP, dNBR, PM10, Chi-square test, Spearman.

# Sumário

<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>11</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>12</b>
<b>CAPÍTULO 1.....</b>	<b>14</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
<b>1.1. Incêndios florestais e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU.....</b>	<b>15</b>
<b>1.2. Panorama dos Incêndios no Brasil .....</b>	<b>16</b>
<b>1.3. Panorama dos Incêndios no Estado do Rio de Janeiro .....</b>	<b>20</b>
<b>1.4. Ações de Prevenção e Suporte à Tomada de Decisão .....</b>	<b>23</b>
<b>1.5. Objetivos.....</b>	<b>25</b>
<b>CAPÍTULO 2.....</b>	<b>26</b>
<b>2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>26</b>
<b>2.1. Poluentes Atmosféricos.....</b>	<b>26</b>
<b>2.2. Qualidade do Ar.....</b>	<b>27</b>
2.2.1. Qualidade do Ar e Queima de Biomassa (QB) .....	27
2.2.2. Degradação da Qualidade do Ar em Diferentes Escalas .....	28
2.2.3. Principais Poluentes da QB .....	29
2.2.4. Efeitos da emissão de Poluentes na Qualidade do Ar .....	30
2.2.5. Ações Regulatórias e de Controle da Qualidade do Ar .....	30
<b>2.3. Normas Brasileiras de Qualidade do Ar .....</b>	<b>31</b>
<b>2.4. Materiais Particulados .....</b>	<b>34</b>
<b>2.5. Caracterização das Fontes Emissoras .....</b>	<b>35</b>
<b>2.6. Cultura da Cana-de-Açúcar.....</b>	<b>36</b>
2.6.1. Cadeia Produtiva da Cana-de-Açúcar .....	37
<b>2.7. Geotecnologias Aplicadas aos Estudos Ambientais .....</b>	<b>38</b>
2.7.1. Sensoriamento Remoto (SR) .....	39
<b>2.7.1.1. Identificação dos Focos de Calor .....</b>	<b>41</b>
<b>2.7.1.2. Índices de Vegetação .....</b>	<b>43</b>
<b>2.7.1.3. Estimativa de emissão .....</b>	<b>45</b>
2.7.2. Sistemas de Informações Geográficas (SIG) .....	46
<b>2.8. Estatística Descritiva .....</b>	<b>47</b>
2.8.1. Inferência Estatística.....	48
2.8.2. Coeficiente de Spearman .....	49
2.8.3. Teste Qui-Quadrado .....	49
2.8.4. Método AHP.....	50
<b>2.9. O conceito de Susceptibilidade .....</b>	<b>55</b>
<b>CAPÍTULO 3.....</b>	<b>56</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>56</b>

<b>3.1. Geotecnologias .....</b>	<b>57</b>
3.1.1. Sensoriamento Remoto (SR) .....	57
3.1.2. Sistemas de Informação Geográfica (SIG) .....	63
<b>3.2. Análise Hierárquica de Processos (AHP) .....</b>	<b>66</b>
<b>3.2. Análise Estatística .....</b>	<b>66</b>
<b>3.3. Impactos .....</b>	<b>69</b>
3.3.1. Na Qualidade do Ar .....	69
3.3.2. Saúde .....	77
<b>3.3. Fatores de Emissão .....</b>	<b>80</b>
3.3.1. Suscetibilidade aos Incêndios e Fatores de Emissão .....	80
3.3.1. Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar e Fatores de Emissão .....	80
<b>CAPÍTULO 4.....</b>	<b>85</b>
<b>4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>85</b>
<b>4.1. Estado do Rio de Janeiro (ERJ).....</b>	<b>85</b>
4.1.1. Aspectos Climáticos .....	87
<b>4.2. Área de estudo.....</b>	<b>88</b>
<b>4.2.1. Características Geobiofisiográficas .....</b>	<b>90</b>
4.2.1.1. Geomorfologia.....	90
4.2.1.2. Declividade.....	91
4.2.1.3. Altimetria .....	92
4.2.1.4. Climatologia .....	93
4.2.1.5. Uso e Cobertura do Solo.....	94
4.2.2. Aspectos Socioeconômicos .....	95
4.2.2.1. Processo Histórico de Ocupação.....	95
4.2.3. Aspectos Gerais da RNF.....	98
<b>CAPÍTULO 5.....</b>	<b>100</b>
<b>5. DADOS, FERRAMENTAS E ASPECTOS METODOLÓGICOS.....</b>	<b>100</b>
<b>5.1. Dados e Ferramentas .....</b>	<b>100</b>
5.1.1. Focos de Calor.....	100
5.1.2. Climatologia.....	100
5.1.3. Qualidade do Ar .....	101
5.1.4. Plataformas Imageadoras.....	101
5.1.5. Uso e Cobertura do Solo.....	101
<b>5.2. Aplicações de Softwares .....</b>	<b>101</b>
<b>5.3. Metodologia.....</b>	<b>102</b>
5.3.1. Definição dos fatores .....	103
5.3.2. Focos de Calor.....	103
5.3.3. Processamento de Dados e Geração dos Produtos .....	104
5.3.4. Aplicação do Método AHP.....	105
5.3.5. Validação dos Resultados Obtidos.....	106

5.3.6. Construção das Rosas dos Ventos.....	106
5.3.7. Análise descritiva da concentração de MP <sub>10</sub> e Construção das Rosas de Poluição .....	106
5.3.8. Detecção de Áreas Queimadas: Aplicação do Índice Espectral dNBR .....	107
5.3.9. Análise Estatística .....	108
<b>5.3.10. Quantificação do material particulado emitido pela queima da cana de açúcar .....</b>	<b>108</b>
<b>CAPÍTULO VI.....</b>	<b>110</b>
<b>6. RESULTADOS.....</b>	<b>110</b>
<b>6.1. Suscetibilidade aos Incêndios no ERJ .....</b>	<b>110</b>
6.1.1. Análise Espaço-Temporal dos Focos de Calor no ERJ .....	110
6.1.2. Fatores Condicionantes.....	111
6.1.3. Mapa de Suscetibilidade ao Surgimento de Focos de Calor.....	119
6.1.4. Correlação Estatística entre Focos de Calor e Suscetibilidade ao Risco de Incêndios .....	123
6.1.5. Análise da Suscetibilidade ao Surgimento de Focos de Calor .....	124
<b>6.2. Região Norte-Fluminense: O problema da Queima de Biomassa da Cana-de-Açúcar .....</b>	<b>127</b>
6.2.1. Análise Espaço-Temporal dos Focos de Calor na RNF .....	127
6.2.2. Regimes Predominantes de Ventos.....	130
6.2.3. Análise da Direção e Velocidade dos Ventos nos anos 2015 e 2016 .....	131
6.2.4. Estimativa de Áreas atingidas pela Queima de Biomassa da Cana-de-Açúcar .....	137
6.2.5. Estimativa das Emissões Atmosféricas de MP <sub>10</sub> Proveniente das Áreas de Queima de Biomassa da Cana-de-Açúcar .....	139
6.2.6. Análise da concentração de MP <sub>10</sub> no município de Macaé .....	140
6.2.6. Rosas de Poluição de MP <sub>10</sub> .....	142
6.2.6.1. Análise no ano de 2015.....	142
6.2.6.2. Análise no de 2016 .....	144
6.2.7. Correlação Estatística entre os Focos de Calor e MP <sub>10</sub> .....	146
6.2.8. Análise da Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar na RNF .....	148
<b>CAPÍTULO 7.....</b>	<b>153</b>
<b>7. CONCLUSÕES .....</b>	<b>153</b>
<b>CAPÍTULO 8.....</b>	<b>155</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>155</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Padrões Nacionais de Qualidade do Ar.....	32
Tabela 2. Critérios para episódios agudos de poluição do ar.....	33
Tabela 3. Sistemas de plantio e colheita da cana-de-açúcar.....	37
Tabela 4. Níveis de Severidade e variações dos valores do dNBR.....	44
Tabela 5. Escala do julgamento de importância do Método AHP.....	51
Tabela 6. Matriz de Decisão.....	52
Tabela 7. Exemplo de aplicação para uma Matriz de Decisão.....	53
Tabela 8. Vetor de Pesos (Autovetor).....	53
Tabela 9. Índice de Consistência Aleatória em função da Matriz 11 por 11.....	55
Tabela 10. Revisão bibliográfica com as diferentes abordagens sobre os temas que fundamentaram a pesquisa.....	56
Tabela 11. Regiões de Governo, municípios, área, população e densidade demográfica.....	86
Tabela 12. Regiões hidrográficas, área, municípios e bacias contribuintes.....	86
Tabela 13. Características gerais dos municípios da região Norte Fluminense.....	89
Tabela 14. Localização da estação meteorológica e de qualidade do ar utilizada na pesquisa.....	101
Tabela 15. Concentrações horárias de MP <sub>10</sub> conforme legislação CONAMA de 2018.....	107
Tabela 16. Classificação de suscetibilidade atribuída à categoria declividade.....	112
Tabela 17. Classificação da suscetibilidade para a condicionante altimetria.....	112
Tabela 18. Classificação da suscetibilidade para a categoria orientação de encostas.....	112
Tabela 19. Classificação de suscetibilidade para a categoria uso e cobertura do solo.....	113
Tabela 20. Classificação de suscetibilidade para a categoria déficit hídrico.....	114
Tabela 21. Correlação estatística entre as normais Climatológicas e a base de dados WorldClim.....	116
Tabela 22. Classificação de suscetibilidade para a categoria precipitação.....	116
Tabela 23. Classificação de suscetibilidade para a categoria temperatura.....	117
Tabela 24. Classificação de suscetibilidade aos incêndios no ERJ.....	120
Tabela 25. Valores observados da frequência de focos de calor acumulados por classe de suscetibilidade.....	123
Tabela 26. Valores esperados a partir da aplicação da Eq. (2).....	123
Tabela 27. Resumo da frequência e velocidade dos ventos obtidos da estação A607 – Campos dos Goytacazes entre 2015 e 2016.....	134
Tabela 28. Resumo da frequência e velocidade dos ventos obtidos da estação Mc – Cabiúnas entre 2015 e 2016.....	136
Tabela 29. Variações dos níveis de severidade de queimadas em função da área ocupada em hectare (ha).....	137
Tabela 30. Variações dos níveis de severidade de queimadas por municípios, em função da área ocupada, em hectare (ha), entre os anos 2015 e 2020.....	138
Tabela 31. Estimativa da emissão de MP <sub>10</sub> entre 2015 - 2018.....	139
Tabela 32. Número de observações acima de 50 µg/m <sup>3</sup> entre 2015 e 2016.....	140
Tabela 33. Média da concentração horária de MP <sub>10</sub> em 2015, na estação Mc – Cabiúnas.....	140
Tabela 34. Média da concentração horária de MP <sub>10</sub> em 2016, na estação Mc – Cabiúnas.....	141
Tabela 35. Frequência e concentração de MP <sub>10</sub> na estação Mc – Cabiúnas em 2015.....	144
Tabela 36. Resumo da frequência e e concentração de MP <sub>10</sub> obtidos da estação Mc – Cabiúnas no ano de 2016.....	146
Tabela 37. Correlação entre focos de calor e MP <sub>10</sub> por municípios e tipo de biomassa em 2015 e 2016.....	147

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Série histórica anual do total de focos ativos no Brasil, período 1998 - 2022 (24Ago).....	16
Figura 2. Total de focos de calor ativos no Brasil, período 1998 - 2022 (07Jul).....	17
Figura 3. Série histórica anual do total de focos de calor ativos no Sudeste, período 1998 - 2022 (07Jul).....	18
Figura 4. Total de focos de calor ativos na região Sudeste, período 1998 - 2022 (07Jul). ....	18
Figura 5. Registros mensais dos focos de calor ativos detectados, período Jan 2003 - Jul 2021. ....	20
Figura 6. Série histórica anual do total de focos ativos no Estado do Rio de Janeiro, período 1998 - 2022 (07 Jul) .....	20
Figura 7. Total de focos ativos no estado do Rio de Janeiro, período 1998 - 2022 (07Jul).....	21
Figura 8. Distribuição espacial do total de focos ativos no estado do Rio de Janeiro, período 2003 – 2017. Fonte: Autor.....	22
Figura 9. A interação da energia solar com os alvos da superfície terrestre com os sensores remotos dos satélites. Fonte: <a href="http://www3.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/educasere/tutorial/licao1.pdf">http://www3.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/educasere/tutorial/licao1.pdf</a> .....	40
Figura 10. Representação dos elementos geográficos no SIG.....	46
Figura 11. Ilustração pictórica do gráfico de caixas. Fonte: Autor.....	48
Figura 12. Estrutura Hierárquica do método AHP. Fonte: Modificado de SAATY (1991.....	51
Figura 13. Enquadramento mundial de estudos sobre os temas revisados/utilizados na pesquisa. Fonte: Autor ..	57
Figura 14. Enquadramento geográfico das áreas de estudo: ERJ e Região Norte Fluminense. Fonte: Autor .....	85
Figura 15. Mapa de localização da Região Norte Fluminense no Estado do Rio de Janeiro. Fonte: Autor .....	89
Figura 16. Mapa Geomorfológico da área de estudo. Fonte:Autor.....	90
Figura 17. Mapa de Declividade da área de estudo. Fonte: Autor.....	92
Figura 18. Mapa de Altimetria da área de estudo. Fonte: Autor.....	93
Figura 19. Mapa de Uso e Cobertura do Solo da área de estudo. Fonte: Autor.....	95
Figura 20. Procedimento metodológico adotado na pesquisa. Fonte: Autor.....	103
Figura 21. Quantidade de biomassa acima do solo disponível para queima em toneladas por hectare. Fonte: EMATER – RJ.....	109
Figura 22. Bloxplot dos focos de calor no ERJ, período 2003–2017: a) Anual, e b) Mensal. Fonte: Autor .....	111
Figura 23. Fatores topográficos: a) declividade, b) altimetria, e c) orientação de talude; fatores de origem humana: d) uso da terra. Fonte: Autor.....	114
Figura 24. Fatores hidrológicos: a) déficit hídrico (anual, inverno e verão), e b) precipitação (anual, inverno e verão); fatores meteorológicos: c) temperatura (anual, inverno e verão). Fonte: Autor .....	119
Figura 25. Distribuição de focos de calor por classe de suscetibilidade no ERJ. Fonte: Autor .....	120
Figura 26. Mapa de suscetibilidade à ocorrência de focos de calor nos períodos a) anual, b) inverno, e c) verão, por região hidrográfica no ERJ. ....	123
Figura 27. Representação em Boxplot da variação anual dos focos de calor entre 1999-2018. Fonte: Autor.....	128
Figura 28. Representação em Boxplot da variação mensal dos focos de calor entre 1999-2018. Fonte: Autor ..	128
Figura 29. Representação em Boxplot da variação anual e mensal dos focos de calor entre 1999-2018, em função dos períodos diários. Fonte: Autor.....	130
Figura 30. Localização da Estação Meteorológica e de Qualidade do Ar, integrando altimetria e uso e ocupação do solo na RNF. Fonte: Autor.....	131
Figura 31. Representação sazonal da frequência e velocidade de ventos obtidos da estação A607 - Campos dos Goytacazes no ano de 2015. Fonte: Autor.....	132
Figura 32. Representação sazonal da frequência e velocidade de ventos obtidos da estação A607 - Campos dos Goytacazes no ano de 2016. Fonte: Autor.....	133
Figura 33. Representação sazonal da frequência e velocidade de ventos obtidos da estação Mc – Cabiúnas ano de 2015. Fonte: Autor .....	135
Figura 34. Representação sazonal da frequência e velocidade dos ventos da estação Mc – Cabiúnas em 2016. Fonte: Autor.....	136
Figura 35. Estimativa da severidade de queimadas em canaviais entre 2015 e 2020, mediante a aplicação do dNBR. Fonte: Autor.....	137
Figura 36. Boxplot da variação mensal de MP <sub>10</sub> em 2015, na estação Mc – Cabiúnas. Fonte: Autor.....	140
Figura 37. Boxplot da variação mensal de MP <sub>10</sub> em 2016, na estação Mc – Cabiúnas. Fonte: Autor.....	141
Figura 38. Representação sazonal da frequência e concentração de MP <sub>10</sub> na estação Mc – Cabiúnas em 2015. Fonte: Autor.....	143
Figura 39. Representação sazonal da frequência e concentração de MP <sub>10</sub> obtidos da estação Mc – Cabiúnas no ano de 2015. Fonte: Autor.....	146

## **LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

AHP = Análise Hierárquica de Processamento  
BL = Baixadas Litorâneas  
CEPEDEC = Centro de Estudos e Pesquisas em Defesa Civil  
CFS = Centro-Sul Fluminense  
COAGRO = Cooperativa Agroindustrial do Estado do Rio de Janeiro  
CONAB = Companhia Nacional de Abastecimento  
CONAMA = Conselho Nacional do Meio Ambiente  
CV = Costa Verde  
dNBR = delta Normalized Burn Ratio  
EMATER = Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado do Rio de Janeiro  
EMBRAPA = Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
ERJ = Estado do Rio de Janeiro  
INEA = Instituto Estadual do Ambiente  
IPCC = Intergovernmental Panel on Climate Change  
M= Metropolitana  
MP = Médio Paraíba  
MP10 = Partículas Inaláveis  
NF = Norte Fluminense  
NOF = Noroeste Fluminense  
ODS = Objetivos de Desenvolvimento Sustentável  
ONU = Organização das Nações Unidas  
QB = Queima de Biomassa  
RG = Regiões de Governo  
RH = Região Hidrográfica  
RNF = Região Norte Fluminense  
S = Serrana  
SEB = Sudeste do Brasil  
SIG = Sistema de Informações Geográficas  
SR = Sensoriamento Remoto  
USGRS = United States Geological Survey

## CAPÍTULO 1

### 1. INTRODUÇÃO

Incêndios florestais são processos dinâmicos do Sistema Terrestre e seus ciclos biogeoquímicos variam no tempo e espaço, contribuindo na construção da diversidade da fauna e flora, nas propriedades do solo, no ciclo do carbono, na produção de sedimentos, na poluição do ar e da água (CERDÀ, 2020) afetando e transformando os distintos aspectos do ecossistema terrestre (WEI et al., 2021) devido sua extensão, frequência, intensidade e gravidade, sazonalidade da queima e outras complexidades (BOWMAN et al., 2020), liberando gases, aerossóis e particulados na atmosfera (MAJDI et al., 2019; PALM et al., 2020), com impactos na qualidade do ar e mudanças na superfície terrestre, que podem causar desertificação, degradação do solo, alterações nos padrões de precipitação e impactos no abastecimento de água (NUNES et al., 2018) na economia local e na população (DICKMAN, 2021), com consequências socioeconômicas e de saúde (WU et al., 2021; WUNDER et al., 2021),

Os incêndios florestais são um fenômeno global, mas algumas regiões do mundo são particularmente vulneráveis, incluindo a América do Norte, a Austrália e o Mediterrâneo (PASQUALETTI et al., 2016). A biodiversidade também é afetada pelos incêndios florestais, com algumas espécies sendo mais vulneráveis do que outras (PAPAGEORGIOU et al., 2021).

A prevenção e o controle de incêndios florestais são tarefas complexas que envolvem uma variedade de técnicas e estratégias. Entre as técnicas utilizadas estão o manejo florestal, que inclui a redução de combustível por meio de corte seletivo de árvores e limpeza do solo (PÉREZ-ALONSO et al., 2020), o uso de fogo controlado (MARTÍN et al., 2019) e o uso de barreiras naturais, como rios e clareiras na floresta (CORTINOVIS et al., 2021). Já as estratégias incluem a vigilância por meio de sistemas de monitoramento via satélite (JOLY et al., 2017) e ações de educação ambiental e conscientização da população (RAJKOVIC et al., 2021).

As principais causas dos incêndios florestais são fatores naturais e humanos, como destacado a seguir:

- Fatores Naturais:
  - Indução de raios, fonte natural mais comum de ignição em incêndios florestais em todo o mundo, ligados a altos níveis de instabilidade troposférica, combinados com baixos níveis de umidade atmosférica (RORIG & FERGUSON, 1999);

- Clima, evidenciado por relações significativas entre o número de incêndios e a temperatura em nível local (CHANDLER, 1982, CORCORAN et al., 2011);
- Secas severas, que variam de regime de incêndios (área, frequência e severidade) a secas de curto e longo prazo, interagindo com outros controles que influenciam a intensidade e severidade dos incêndios (produtividade florestal, topografia e clima) (LITTELL et al., 2016). Em cenários com maior frequência de seca, os incêndios são os principais agentes de transição florestal (ARAGÃO et al., 2007).
- Fatores Humanos:
  - Mudanças e conflitos no uso da terra causado pelo desmatamento (CARDIL et al., 2019), ou pela interface urbano-floresta (BADIA et al., 2019, PEREIRA et al., 2021);
  - Fatores econômicos devido ao manejo do solo destinado à agricultura, comércio, manufatura, silvicultura, transporte e turismo (ANDREAE, 1991; ANDREAE & MERLET, 2001; KIELY et al., 2021);

### **1.1. Incêndios florestais e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU**

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis (ODs) é um conjunto de metas e ações estratégicas que tem como esperado a promoção do desenvolvimento social, econômico e ambiental, objetivos esses que são elaborados pela ONU - Organização das Nações Unidas. Dando continuidade à Agenda de Desenvolvimento do Milênio (2000-2015) e ampliando seu escopo, devido ao entendimento de novos desafios, a construção dos ODs resultou de um processo participativo de mais de dois anos (2012-2015), sob a coordenação da ONU, com a presença de governos, sociedade civil, iniciativa privada e instituições de pesquisa (KRONEMBERGER, 2019).

A capacidade dos incêndios florestais na geração de efeitos adversos ao meio ambiente relaciona-se diretamente a nove dos dezessete ODS propostos pela Organização das Nações Unidas (ONU) devido aos impactos causados pela emissão de gases de efeito estufa: dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e carbono negro (HAINES et al., 2017; LOWE & BERNIE, 2018) e os processos de degradação do solo (ONU, 2015; HILL et al., 2018, MARTIN, 2019).

A liberação de partículas e gases voláteis, cujas emissões têm efeitos de curto e longo prazo na atmosfera se relacionam com o ODS 13 (ação climática). Os efeitos diretos e de longo prazo dos produtos de combustão dos incêndios no meio ambiente, saúde humana e ecossistemas marinhos associam-se aos ODS 3 (boa saúde e bem-estar), ODS 6 (água potável e saneamento), ODS 7 (energia sustentável e moderna), ODS 11 (cidades sustentáveis) e ODS

14 (vida abaixo da água). Os efeitos sobre a agricultura, com variações nos padrões de chuva e outras alterações associadas, afetam a produção de alimentos e agravam a pobreza, fazendo link com os ODS 1 (sem pobreza) e ODS 2 (fome zero). Os efeitos que promovem a desertificação e a degradação do solo se relacionam com os ODS 1 (sem pobreza), ODS 2 (fome zero), ODS 3 (boa saúde e bem-estar) e ODS 15 (vida na terra).

## 1.2. Panorama dos Incêndios no Brasil

No Brasil, a principal causa dos incêndios está tipicamente relacionada às atividades humanas (FRANÇA et al., 2014) que em conjunto com a sazonalidade climática, têm o potencial de impactar extensas áreas, principalmente nos meses de julho e outubro.

Visando monitorar as áreas impactadas, a partir de 1998 iniciou-se o mapeamento e monitoramento das queimadas no Brasil, na América do Sul e na Amazônia Legal Brasileira, projetos desenvolvidos e realizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), disponível em <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal>, cuja aplicação de ferramentas de Sensoriamento Remoto (SR) subsidiou o mapeamento e monitoramento de queimadas a partir dos registros de focos de calor, desenvolvendo um importante arcabouço sobre o tema. As figuras 1 a 4 apresentam esses dados em escala nacional e região Sudeste.



Figura 1. Série histórica anual do total de focos ativos no Brasil, período 1998 - 2022 (24Ago).

Ano	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Total
1998	-	-	-	-	-	3551	8067	35551	41976	23499	6804	4448	123896
1999	1081	1284	667	717	1811	3632	8758	39492	36914	27017	8863	4376	134612
2000	778	562	848	538	2097	6274	4740	22204	23293	27332	8399	4465	101530
2001	547	1060	1267	1081	2090	8405	6488	31838	39829	31039	15640	6200	145484
2002	1653	1569	1678	1683	3816	10845	18080	72412	93417	59257	39913	17091	321414
2003	6697	3099	3549	3643	6448	16752	30391	57004	97758	57495	35421	22980	341237
2004	3883	1932	2928	2956	6609	18024	30356	64067	121395	54292	45364	28639	380445
2005	7057	2898	2528	2743	5075	7854	30238	90729	102455	65023	31631	14332	362563
2006	4531	2387	2426	2269	4313	7601	17788	54630	76475	32043	29302	15414	249179
2007	4220	2761	3340	2550	5123	12716	19931	91085	141220	67228	31421	12320	393915
2008	2777	1751	1887	1906	2951	4594	14029	34431	50671	51784	30724	14428	211933
2009	3874	1396	2002	2290	3138	3795	7824	21782	36116	31215	29396	12274	155102
2010	3683	2908	2863	2681	4196	9894	21030	90444	109030	38841	24052	9761	319383
2011	1888	1127	1265	1617	2625	5627	9768	23881	55031	23340	18541	13389	158099
2012	2978	1728	2509	2507	3987	6830	14868	50926	63408	39860	18114	9519	217234
2013	2544	1715	2283	1891	2844	4665	8794	21410	36019	22159	11954	11867	128145
2014	3044	1371	1929	2024	2931	6212	10529	40845	42049	36568	17667	10723	175892
2015	4313	2026	1659	2024	2169	5569	8541	37883	61739	46741	26411	17703	216778
2016	5960	3238	3425	3408	3287	6185	19242	39088	42209	30809	19160	8206	184217
2017	2253	1239	1920	1703	2571	5384	17568	37380	72895	33607	19334	11654	207508
2018	2553	1476	2657	1656	3366	5790	12652	22774	42251	19568	13014	5113	132870
2019	4030	2865	5213	2842	2963	7258	13394	51935	53234	25613	20585	7700	197632
2020	2866	2657	3880	4117	4002	7109	15804	50694	69329	41468	13463	7408	222797
2021	2237	2187	2501	2548	5288	7470	15985	51711	49829	28342	11596	4387	184081
2022	2759	1931	1790	1616	6698	7876	14212	33751	-	-	-	-	70633
Máximo*	7057	3238	5213	4117	6609	18024	30391	91085	141220	67228	45364	28639	393915
Média*	3280	1967	2401	2235	3639	7585	15203	47258	64939	38089	21949	11433	219414
Mínimo*	547	562	667	538	1811	3551	4740	21410	23293	19568	6804	4376	101530

Fonte: INPE (2022a).

Figura 2. Total de focos de calor ativos no Brasil, período 1998 - 2022 (07Jul).

**Série Histórica do SUDESTE: 1998 –2022 (07Jul)**

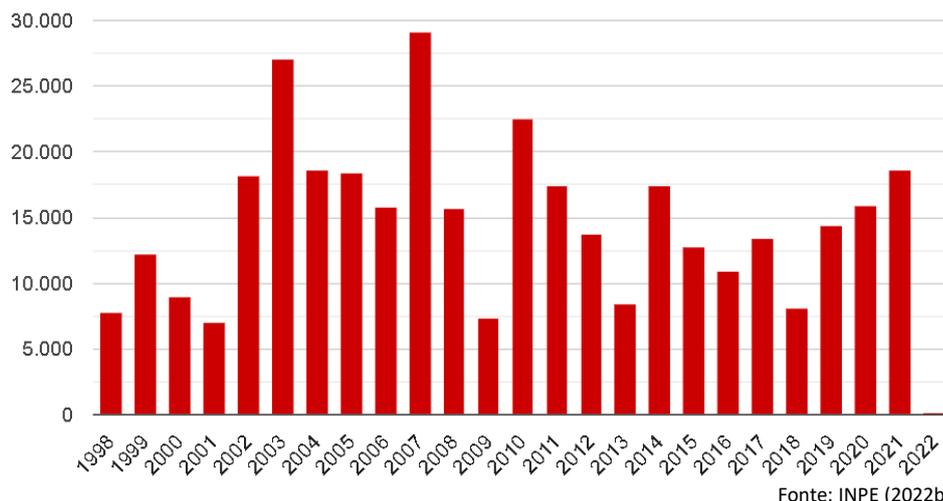


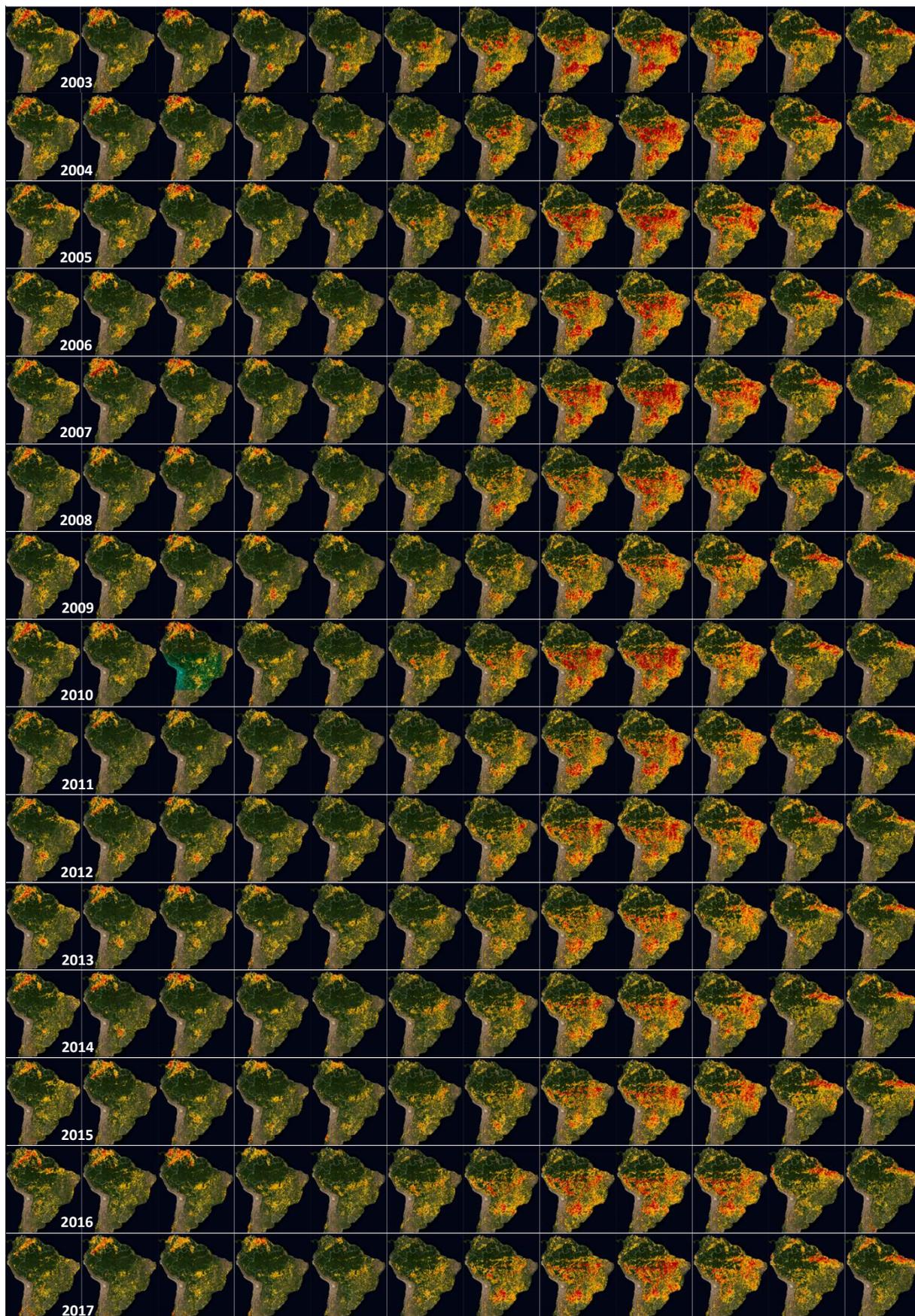
Figura 3. Série histórica anual do total de focos de calor ativos no Sudeste, período 1998 - 2022 (07Jul).

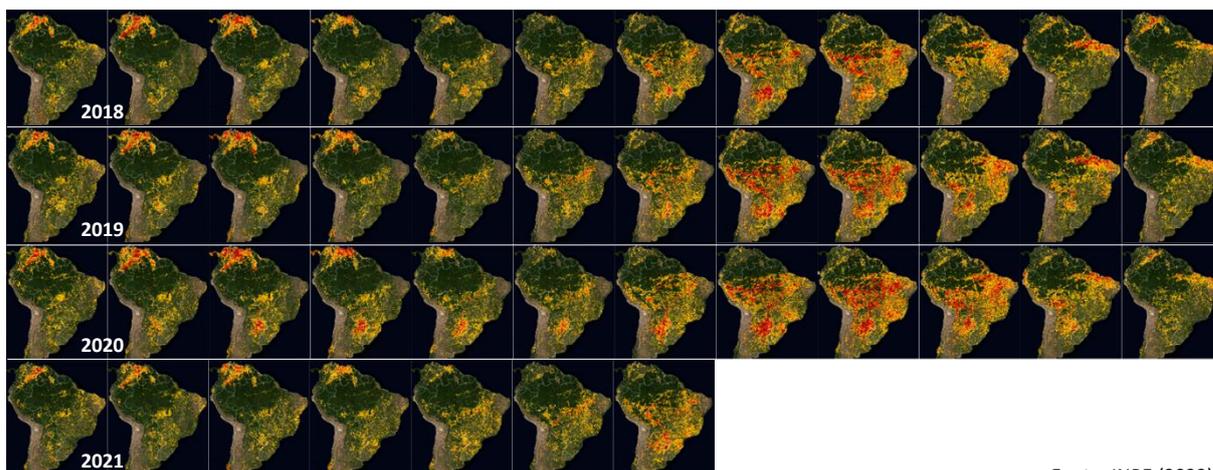
Ano	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Total
1998	-	-	-	-	-	530	886	1517	2666	1550	528	148	7815
1999	76	169	99	321	574	669	1025	2552	3853	2177	696	79	12290
2000	65	51	52	156	374	763	1153	1745	1691	2714	144	40	8948
2001	45	72	50	125	306	532	873	1603	2118	1022	237	99	7082
2002	50	86	178	287	426	800	1601	3378	4458	5842	658	393	18157
2003	128	396	298	485	802	2053	2676	3680	9093	6317	780	402	27110
2004	88	141	254	295	469	808	1425	3059	6807	3403	1412	418	18579
2005	96	247	313	462	663	792	1473	2954	2669	7681	775	316	18420
2006	306	290	329	460	1038	1294	2646	3456	4263	1100	376	244	15802
2007	161	304	591	437	917	1675	2056	4861	8093	6948	2633	540	29116
2008	188	144	234	312	609	515	1518	2128	3626	4594	1533	305	15686
2009	122	207	258	274	467	509	769	1165	1684	1267	445	193	7360
2010	249	481	283	311	534	1388	2097	6472	7549	2600	301	224	22489
2011	202	302	137	185	440	765	1619	3910	7760	1645	325	124	17414
2012	145	286	369	403	323	340	1043	1533	4039	4525	351	348	13705
2013	163	297	217	275	379	306	844	1676	2354	1359	386	186	8442
2014	233	338	160	255	414	703	1054	3452	4364	5778	445	204	17400
2015	372	193	145	188	199	373	503	1758	3247	3960	1492	350	12780
2016	131	259	262	548	382	512	1885	2697	2774	1171	172	151	10944
2017	146	173	192	122	194	449	1149	2494	5484	2698	231	99	13431
2018	113	87	245	150	481	537	1742	941	2574	916	115	196	8097
2019	293	199	237	184	262	678	1420	2303	5084	2500	1080	177	14407
2020	166	238	221	353	465	625	1258	2453	6089	3533	415	138	15954
2021	187	129	389	251	584	706	2324	4475	7529	1765	201	90	18630
2022	138	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	138
Máximo*	372	481	591	548	1038	2053	2676	6472	9093	7661	2633	540	29116
Média*	161	221	240	297	491	769	1460	2761	4577	3210	655	228	15002
Mínimo*	45	51	50	122	194	306	503	941	1684	916	115	40	7082

Fonte: INPE (2022b).

Figura 4. Total de focos de calor ativos na região Sudeste, período 1998 - 2022 (07Jul).

Na Figura 5 são apresentados os registros mensais e anuais dos focos de incêndios ativos na América do Sul, período entre janeiro de 2003 a 07 de Julho de 2022.





Fonte: INPE (2022).

Figura 5. Registros mensais dos focos de calor ativos detectados, período Jan 2003 - Jul 2021.

### 1.3. Panorama dos Incêndios no Estado do Rio de Janeiro

Assim como em outras regiões do país, o Estado do Rio de Janeiro (ERJ) possui uma dinâmica de queimadas que, ao longo de vários anos, tem reduzido áreas florestais e impactado ambientes de sua extensão geográfica. A identificação mensal e anual, realizada por satélites geoestacionários e de órbita polar, dos focos de calor disponibilizada pelo INPE, figuras 6 e 7, demonstra a frequência do fenômeno de estudo no ERJ. A Figura 8 destaca a espacialização dos focos de calor no período 2003 a 2017, escala temporal considerada neste estudo.

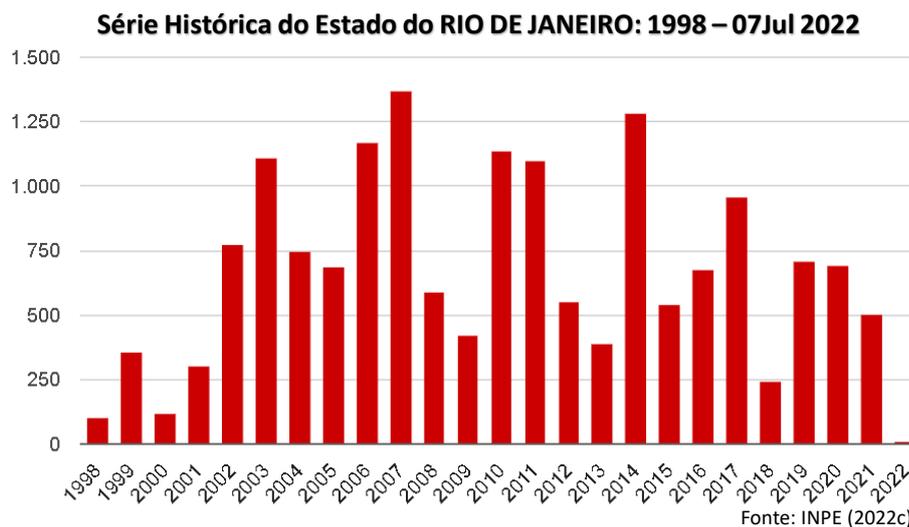


Figura 6. Série histórica anual do total de focos ativos no Estado do Rio de Janeiro, período 1998 - 2022 (07 Jul)

Ano	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Total
1998	-	-	-	-	-	3	21	21	44	6	6	1	102
1999	-	-	-	1	7	8	14	89	192	30	16	-	357
2000	-	1	-	2	5	14	22	34	16	25	2	-	121
2001	-	3	-	2	4	13	57	127	60	33	4	2	306
2002	-	1	1	8	4	13	52	251	81	332	17	14	774
2003	2	17	33	24	32	155	235	250	224	117	10	12	1111
2004	3	6	5	12	13	55	51	151	338	40	60	16	750
2005	13	9	15	13	25	51	59	243	67	188	18	6	687
2006	18	11	14	16	56	148	301	322	243	34	7	2	1172
2007	-	21	45	31	29	46	134	330	422	295	12	4	1369
2008	2	3	4	2	33	29	136	134	177	59	2	9	590
2009	4	3	6	8	40	46	67	95	94	20	31	8	422
2010	6	86	4	6	23	109	106	355	361	43	26	10	1137
2011	9	46	4	4	15	45	122	223	504	109	15	5	1101
2012	6	12	12	5	12	11	62	76	173	162	12	8	551
2013	5	15	3	4	14	21	60	83	118	37	26	6	392
2014	26	107	25	9	13	39	44	185	315	473	31	16	1283
2015	66	28	15	8	16	21	67	141	74	78	3	5	542
2016	1	6	3	40	24	30	127	219	177	28	17	5	677
2017	12	24	8	11	16	41	59	124	439	182	39	4	959
2018	4	-	5	2	7	32	74	29	65	13	2	13	246
2019	36	21	3	-	18	47	141	157	208	70	5	6	712
2020	7	10	6	10	26	40	130	162	237	52	9	4	693
2021	18	4	16	7	15	25	129	165	105	5	11	2	502
2022	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
Máximo*	86	107	45	40	56	155	301	355	504	473	60	16	1369
Média*	14	21	11	10	19	43	95	165	197	100	16	7	690
Mínimo*	1	1	1	1	4	3	14	21	16	5	2	1	102

Fonte: INPE (2022c).

Figura 7. Total de focos ativos no estado do Rio de Janeiro, período 1998 - 2022 (07Jul)

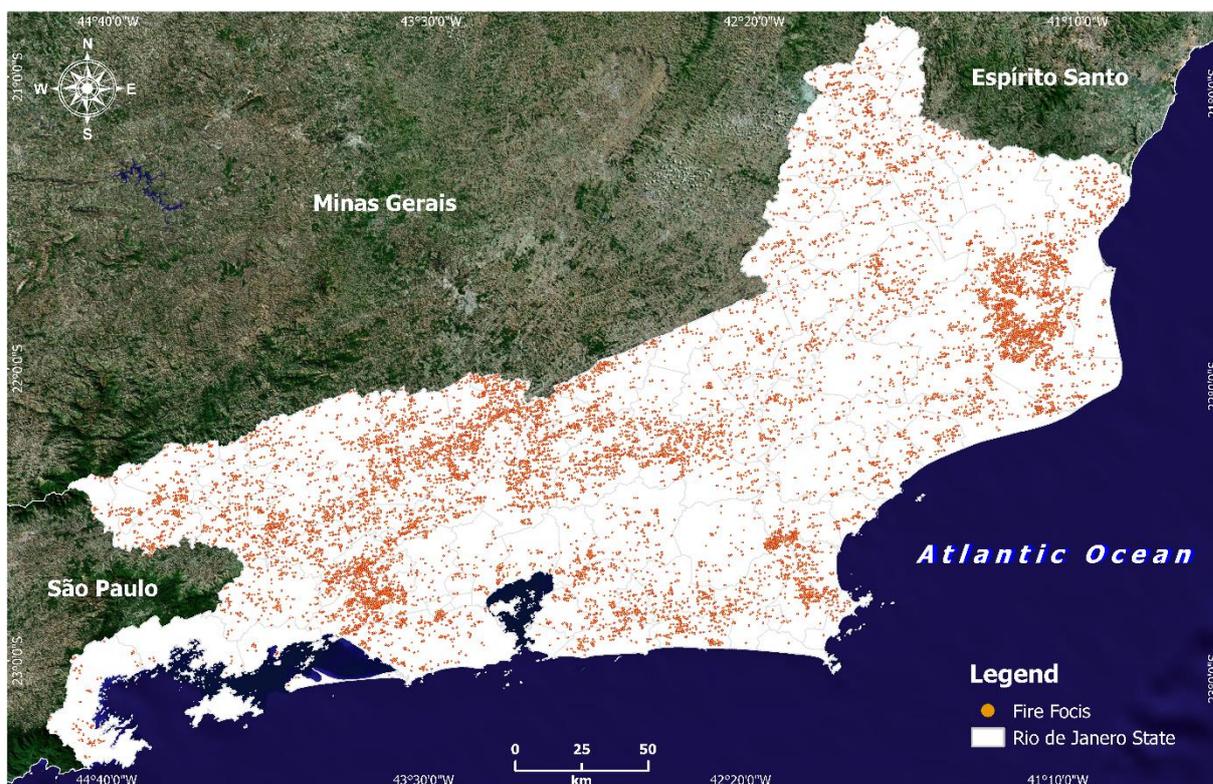


Figura 8. Distribuição espacial do total de focos ativos no estado do Rio de Janeiro, período 2003 – 2017. Fonte: Autor

No contexto dessa problemática no ERJ, diferentes aspectos são responsáveis pela ocorrência de incêndios no estado, entre os quais:

- A combinação de variáveis topográficas (declividade, orientação do terreno e altimetria) que favorecem o surgimento e a propagação dos focos de calor. Elevadas declividades e altitudes proporcionam maior velocidade de propagação das chamas, em aclive, e dificulta o acesso aos incêndios (PRUDENTE & ROSA, 2010), que em períodos de menor precipitação apresentam expressivo aumento nos seus registros, sobretudo em regiões de maior aclive e altitude;
- A exposição da biomassa vegetal à irradiação solar aumenta o grau de secagem do material combustível. O perigo de ocorrência de incêndios florestais é diretamente proporcional à maior exposição do relevo à incidência solar e, por conseguinte, ao aquecimento mais rápido do material combustível (KAZMIERCZAK, 2015);
- As variações das condições atmosféricas no ERJ, onde a diferença de temperatura ao longo da superfície do ERJ favorece o aparecimento e propagação dos incêndios, uma vez que aumenta o grau de inflamabilidade do material combustível (KAZMIERCZAK, 2015);
- Anomalias negativas de precipitação, quando comparada com o padrão climatológico local, proporcionando elevada perda líquida na forma de evapotranspiração, além de regiões com

predominância de Campo/Pastagem, aspectos que em conjunto contribuem para a inflamabilidade do material combustível;

- O cultivo da cana-de-açúcar, monocultura predominante no Norte Fluminense do ERJ, que pela adoção de queimadas para preparação da colheita da cana, se caracteriza com um importante aspecto que incrementa o potencial de surgimento dos focos de calor e eleva o grau de risco de ocorrência de queimadas na região.

Por sua relevância, o problema dos incêndios no ERJ tem sido retratado através de vários e diferentes estudos, onde se destacam:

- Andrade et al. (2019), que avaliaram a relação dos sistemas meteorológicos, atributos do solo e variáveis meteorológicas de 3 anos de eventos climáticos atípicos (2005, 2010 e 2015) com a ocorrência de incêndios no Estado do Rio de Janeiro, cujos resultados evidenciam a susceptibilidade da Mata Atlântica no estado;
- Silva (2019), que analisou espaço-temporalmente as fontes de incêndios no Estado do Rio de Janeiro, a partir de registros do Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS), correlacionados com diferentes condicionantes (orientação de talude, declividade, altimetria, cobertura do solo, pluviosidade e NDVI);
- Gois et al. (2020), com base em procedimentos estatísticos (análises descritivas, exploratórias e multivariadas) e dados de satélites ambientais, através do software R, avaliaram a variabilidade espaço-temporal dos focos de calor para o Estado do Rio de Janeiro, cujas características ambientais e socioeconômicas são essenciais para a sua dinâmica;
- Behling et al. (2020), que identificaram as conexões entre os processos climáticos e dos incêndios com os padrões ecológicos na Serra de Itatiaia - RJ, durante o Holoceno médio e tardio, a partir de 4.870 anos AP;
- Freitas et al. (2020), que investigaram como a distribuição dos focos de calor influencia o padrão de cobertura vegetal espaço-temporal no ERJ, utilizando focos de calor, o Índice de Vegetação Melhorado (EVI) do sensor MODIS, e cálculos de densidade Kernel.

#### **1.4. Ações de Prevenção e Suporte à Tomada de Decisão**

Os riscos, aspectos e características associados aos incêndios florestais requerem planejamento, organização e tomadas de decisão, ações que necessitam de estratégias de combate e gestão, através da utilização de métodos eficazes. Nessa perspectiva, o uso de ferramentas que representem geograficamente áreas propensas aos incêndios florestais é

fundamental na investigação dos fatores que promovem seu surgimento. Essas ferramentas podem auxiliar no uso do solo, na gestão de áreas protegidas e na avaliação dos impactos ocasionados, reduzindo e mitigando os efeitos nocivos dos incêndios, e contribuindo para subsidiar operações visem a previsão e prevenção dessas ocorrências, dos quais destacam-se:

- O **Sensoriamento Remoto (SR)**, essencial para a identificação, avaliação e análise desses fenômenos;
- Os **Sistemas de Informação Geográfica (SIG)**, relevantes em análises espaciais, geobiofisiográficas e socioambientais, uma vez que podem fornecer soluções práticas e de baixo custo, potencializar resultados e ser utilizadas para integrar diferentes análises:
  - Em áreas com maior disposição à ocorrência de incêndios, o uso do solo, a topografia e a climatologia podem ser utilizadas como fatores de influência;
  - Indicar áreas com maior risco de aparecimento de incêndios, baseadas em diferentes fatores como umidade da vegetação, inclinação, altimetria, distância das estradas e uso do solo;
  - Destacar os principais precursores de ignição e propagação de incêndios florestais, analisando dados históricos de queimadas para explorar padrões espaciais e temporais;
  - Aplicar modelos para combinar as variáveis predisponentes;
  - Identificar regiões de risco, expressar fragilidades do território, entendimento do fenômeno e ações de combate mais rápidas e eficientes (TEODORO & DUARTE, 2013; BACANI, 2016; EUGENIO et al., 2016; ABEDI GHESHLAGHI, 2021).
- A **Análise Multicritério**, utilizada para simular e avaliar vários cenários ao mesmo tempo em busca de uma solução otimizada, com a investigação de alternativas para a resolução de problemas com base em modelos quantitativos e variáveis qualitativas ou quantitativas. Baseia-se na modelagem espacial de diferentes critérios de seleção de áreas aptas (CASTRO et al., 2015) por meio de diferentes conceitos: restrição, critério de questão legal associado à impossibilidade de alteração do ambiente em locais específicos; e adequação, uma escala de valores que representa o maior ajuste de uma determinada área em relação a outra. O processo é realizado por meio de pesos, através da metodologia processo hierárquico analítico (em inglês, Analytic Hierarchy Process - AHP), que foi consolidada e desenvolvida por Saaty (1977) e é amplamente utilizada na literatura científica (KUMARI & PANDEY, 2020; NUTHAMMACHOT & STRATOULIAS, 2021). O AHP compara a importância aos pares, com todos os fatores ordenados implicitamente para reduzir a arbitrariedade e eventuais inconsistências na obtenção dos pesos dos fatores, e cujo processo

de desenvolvimento avalia a consistência da comparação, indicando se é ou não aleatória (CASTRO et al., 2015; LORENTZ et al., 2016);

- A **Análise Estatística**, na dimensão do espaço e do tempo, possibilita o desenvolvimento de aplicações robustas para o monitoramento e previsão ambiental, mediante a aplicação de séries temporais, atrelados a dados de SR, que contribuem para uma melhor compreensão da dinâmica do risco de incêndio e o desenvolvimento de métodos eficazes para a emissão de alertas.

## **1.5. Objetivos**

### **Objetivo geral:**

Este trabalho tem por objetivo geral identificar áreas suscetíveis a ocorrência de focos de calor no Estado do Rio de Janeiro e seus impactos na Região Norte Fluminense.

### **Objetivos Específicos:**

Como objetivos específicos o trabalho propõe:

- Elaborar um modelo cartográfico que estabeleça as áreas mais suscetíveis ao surgimento de focos de calor na região de estudo;
- Quantificar a área queimada nos canaviais mediante a aplicação do índice de queimadas normalizada;
- Quantificar a emissão atmosférica de material particulado  $MP_{10}$  devido a queima de biomassa da cana de açúcar através da equação proposta por Seiler & Crutzen (1980);
- Avaliar os níveis de concentração de material particulado na Região Norte Fluminense e sua relação com o regime de vento na região.

## **CAPÍTULO 2**

### **2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **2.1. Poluentes Atmosféricos**

Os poluentes atmosféricos são gases, líquidos ou sólidos suspensos em níveis concentrações suficientemente altas para prejudicar a saúde humana, animal e/ou vegetal. Após serem emitidos por determinadas fontes, em termos de sua diluição, dispersão e transporte, o comportamento dos poluentes depende principalmente do relevo da região escolhida, do tipo de morfologia do terreno e das condições meteorológicas. Eaglemen (1991) propôs que as principais condições meteorológicas que podem afetar o processo de dispersão são: nebulosidade, pluviosidade, altura da camada de mistura da atmosfera, temperatura, pressão atmosférica, estabilidade atmosférica, direção e velocidade predominante dos ventos. A morfologia do terreno relativo à área de estudo também afeta diretamente o processo de dispersão devido a diferentes parâmetros de rugosidade aerodinâmica e o tipo de solo. Regiões de relevo acidentado, ou seja, de elevadas altitudes, causam maior concentração de poluentes em virtude da dificuldade da dispersão horizontal deles.

Os poluentes emitidos na atmosfera são classificados como poluentes primários e secundários. Os poluentes primários são definidos como emitidos diretamente da fonte para o ar, destacando-se o dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), os óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), o monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ), o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o metano ( $\text{CH}_4$ ), os compostos orgânicos voláteis (COV), os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e os materiais particulados (MP). Os poluentes secundários resultam de reações dos poluentes primários com substâncias presentes na camada baixa da atmosfera e frações da radiação solar, devido à presença do radical hidroxila (OH), responsável pela iniciação da oxidação dos poluentes primários (GUIMARÃES, 2016). Ambos os tipos de poluentes são removidos da atmosfera para a superfície da terra via deposição seca e úmida ou durante o processo de transporte e transformação, sendo capaz de impactar diversos receptores, tais como os humanos, os animais, os ecossistemas, as florestas a agricultura e os materiais (BARRY & CHORLEY, 2013). Os poluentes que não sofrem deposição são transportados para camada mais alta da troposfera, denominada tropopausa, e, depois, estratosfera (GUIMARÃES, 2016).

## **2.2. Qualidade do Ar**

A poluição do ar emergiu como uma grande preocupação nas últimas décadas e se tornou uma das principais causas de mortalidade e morbidade prematuras, especialmente em países em desenvolvimento (COHEN et al., 2017). A poluição do ar causou mais de 4,2 milhões de mortes prematuras em todo o mundo em 2016, conforme a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2016). Neste sentido, diversos aspectos da gestão da qualidade do ar relacionados a Queima de Biomassa (QB) devem ser abordados para o melhor entendimento do tema.

### **2.2.1. Qualidade do Ar e Queima de Biomassa (QB)**

Países desenvolvidos, e aqueles em estágio de desenvolvimento, tem em comum o uso do fogo na QB. Entre os vários impactos ambientais negativos que a QB ocasiona, são evidenciadas as emissões de poluentes atmosféricos nocivos que degradam a qualidade do ar regional (CRUTZEN & ANDREAE, 1990; KOPPMANN et al., 2005; FITZPATRICK et al., 2007) e prejudicam a saúde da população vizinha e dos extrativistas (CANÇADO et al., 2006; TSIOURI et al., 2015; TSAY et al., 2016; JETHVA et al., 2019) cuja gravidade da poluição depende muito da quantidade de biomassa queimada, transporte de massa de ar, direção do vento e distância da fonte (TARGINO et al., 2013).

Em escala global, até 90% dos incêndios florestais são atribuídos a atividades de QB e remoção de florestas, restritos principalmente à Amazônia, África e Ásia (PRABHU et al., 2020). Os 10% restantes são em grande parte devido a incêndios em florestas e pastagens selvagens (RANA et al., 2019).

Nos países em desenvolvimento, o desmatamento rápido de terras aráveis através da QB é uma prática geral adotada pelos agricultores para aumentar diretamente o rendimento. A QB aberta consome 65% de todo o combustível de biomassa e é responsável por 65-70% das emissões de carbono da QB globalmente (ANDREAE & MERLET, 2001). Na Ásia, incêndios florestais (45%), QB (34%) e incêndios em pastagens (20%) são os que mais contribuem em termos de atividades de queimadas (TANG et al., 2013).

A qualidade do ar em muitos lugares ao redor do mundo é rotineiramente afetada pela contribuição das emissões de QB, como foi demonstrado na Índia (LIU et al., 2018), nordeste da Ásia (RYU et al., 2007), Austrália (JOHNSTON et al., 2014), América do Norte (FANN et al., 2018), norte da Europa (KOLLANUS et al., 2016), região Amazônica (GONÇALVES et al., 2016), África Subsaariana (JOHNSTON et al., 2012), entre outros.

Embora os incêndios florestais exponham episodicamente grandes populações à grave poluição do ar, a fumaça remanescente, após a fase final do incêndio, pode afetar populações

locais com concentrações mais baixas, em intervalos de tempo mais longos (NAVARRO et al., 2018), uma vez que devem ser considerados parâmetros do transporte da pluma, química atmosférica, exposição à fumaça e populações impactadas. Reunir os componentes necessários, abrangendo diferentes campos de pesquisa e suas interações em larga escala, pode ser um dos maiores desafios para o gerenciamento da fumaça no longo prazo (ALTSHULER et al., 2020).

Os impactos na qualidade do ar também devem ser colocados no contexto mais amplo da gestão do uso da terra e do meio ambiente. Decisões sobre supressão de incêndio e tratamento de combustível não influenciam apenas os danos causados pelo fogo e a poluição do ar; eles também determinam os custos de manejo da terra e os benefícios ambientais ligados às condições da floresta (KLINE, 2004). A qualidade do ar é apenas uma dimensão da tomada de decisões sobre o manejo do fogo, na qual os objetivos de saúde pública e o manejo ecológico da terra podem estar desalinhados. Em geral, incêndios ocorrem em ambientes ecológicos e socioeconômicos complexos. Neste sentido, o manejo do fogo deve ser desenvolvido de forma integrada com outros campos da política, especialmente aqueles relacionados ao uso e ocupação do solo (PIVELLO et al., 2021).

### **2.2.2. Degradação da Qualidade do Ar em Diferentes Escalas**

As emissões de QB podem afetar a qualidade do ar próximo a fonte emissora (PREISLER et al., 2015; BYTNEROWICZ et al., 2016) e a longas distâncias (COTTLE et al., 2014; DONNELLY et al., 2015; KOLLANUS et al., 2016) devido a grandes queimadas de longa duração em escala regional (TIAN et al., 2008; JAFFE et al., 2008; PORTIN et al., 2012; CISNEROS et al., 2012; KEYWOOD et al., 2013; MALLIA et al., 2015).

Sob condições estáveis, as plumas da fumaça de incêndios latentes podem ser confinadas a uma camada limite atmosférica rasa, resultando em maior poluição por partículas na superfície. No caso de incêndios com chamas de alta energia, a fumaça pode ser injetada em elevadas altitudes, mesmo com uma atmosfera em condições muito estáveis (FREITAS et al., 2007). Dentro da camada limite convectiva, a fumaça dos incêndios em chamas e fumegantes é misturada através de uma camada atmosférica mais profunda e potencialmente transportada a milhares de quilômetros da fonte, afetando a qualidade do ar a favor do vento (VAL MARTIN et al., 2013; 2010), fatores que também favorecem o transporte em longas distâncias das plumas de fumaça, neutralizando as reduções nas concentrações devido à difusão atmosférica e reações químicas.

Pesquisas relatam o aumento das concentrações de ozônio troposférico (O<sub>3</sub>), CO e aerossóis devido a QB em várias partes da África Central, América do Sul e algumas partes da

Ásia, em função do efeito de transporte de longo alcance (DUMKA et al., 2019). Além dos impactos adversos diretos de curto e longo prazo sobre o meio ambiente, a má qualidade do ar em função da QB apresenta um sério risco para a saúde humana.

As emissões regionais de QB têm implicações significativas para a qualidade do ar regional, especialmente em países vizinhos, como no caso de China, Taiwan e Índia (YADAV et al., 2017). Os incêndios em grande escala influenciam a meteorologia local, através de fortes eventos piroconvectivos e fazem com que os poluentes sejam transportados por centenas de quilômetros (FROMM et al., 2005; GATEBE et al., 2012). O transporte de longo alcance de plumas de fumaça pode impactar a qualidade do ar em comunidades, desde a escala regional até continental (COTTLE et al., 2014; MILLER et al., 2011; MATHUR, 2008).

### **2.2.3. Principais Poluentes da QB**

A QB gera fumaça, que possui alta concentração dos poluentes atmosféricos: CO<sub>2</sub>, CO, MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>10</sub>, HAP, COVs e NO<sub>x</sub>, alteram a qualidade do ar e afetam diversos processos de feedback atmosférico (ALEXAKI et al., 2019), elevando a temperatura do solo e lançando na atmosfera partículas como: NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, SiO, CaO, FeO, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, TiO<sub>2</sub>, dibenzo-p-dioxinas policloradas e dibenzofuranos policlorados (PCDD e PCDF), além de materiais radioativos (BLACK et al., 2012).

Uma das consequências da QB é a liberação de quantidades significativas de material particulado (MP), que interagem com a radiação solar (ANDREAE, 1991; ANDREAE & MERLET, 2001; HOLBEN et al., 1991; PACE et al., 2005; TRENTMANN et al., 2005) e podem afetar as propriedades físico-químicas da atmosfera. O material particulado atmosférico atua como núcleos de condensação de nuvens (NCN), importantes para o balanço de radiação e o ciclo hidrológico, capaz de causar danos à qualidade do ar e à saúde pública (OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2019) devido a uma composição variável e multiplicidade de fontes, tanto naturais (ressuspensão do solo e cinzas vulcânicas, por exemplo) quanto antrópicas (queima de combustível e fundição, por exemplo) (ALMEIDA et al., 2013).

O carbono negro (CN), um importante componente do material particulado fino (MP<sub>2,5</sub>), contribui significativamente para o problema da poluição do ar, sendo declarado como o maior risco ambiental para a saúde humana em nível mundial (WHO, 2016). Além disso, foi sugerido que ele pode ter maior impacto na saúde do que o MP<sub>2,5</sub> (SMITH et al., 2009), existindo evidências de seus efeitos no sistema cardiopulmonar (JANSSEN et al., 2012). Por ter impactos negativos, a redução de suas emissões tem co-benefícios significativos para a qualidade do ar e

saúde humana, sendo frequentemente discutido como um poluente climático de curta duração (PCCD) (YAMINEVA & LIU, 2019).

As plumas de QB, ricas em O<sub>3</sub> e seus precursores, podem ser transportadas da área de origem do incêndio para cidades próximas, aumentando a concentração desses poluentes e elevando a complexidade da química atmosférica nas áreas urbanas. Embora o transporte de O<sub>3</sub> e seus precursores de uma região para outra seja determinado por padrões de fluxo, ou seja, o campo de vento, que pode ser obtido por medições e/ou modelagem, o fluxo sozinho é insuficiente em estudos de O<sub>3</sub>, devido à complexidade de química envolvida. Por esse motivo, muitas pesquisas combinam medições e modelagem para avaliar o impacto das plumas de incêndios florestais nas áreas urbanas e a produção aumentada de O<sub>3</sub>, devido à mistura com as emissões urbanas de NO<sub>x</sub> (MCKEEN et al., 2002, JUNQUERA et al., 2005, MORRIS et al., 2006, SINGH et al., 2010).

Uma variedade de modelos foi aplicada para estudar a formação de O<sub>3</sub> em plumas de incêndio florestal, por exemplo, MOZART-4, STEM, p-TOMCAT, CiTTyCAT, GEOS-CHEM e GRACES (CHATFIELD et al., 1996; PHADNIS & CARMICHAEL, 2000; COOK et al., 2007; REAL et al., 2007; PFISTER et al., 2008; NASSAR et al., 2009).

O emprego de Modelos de Qualidade do Ar (MAQ) de alta resolução é essencial para abordar a distribuição de poluentes atmosféricos, sempre que ocorrer transporte local e regional de emissões (CUCHIARA et al., 2017).

#### **2.2.4. Efeitos da emissão de Poluentes na Qualidade do Ar**

A fumaça difundida na atmosfera pela QB atinge áreas remotas e, quando somada à poluição urbana e industrial, pode potencializar episódios agudos de poluição do ar, devido a formação de partículas inorgânicas secundárias (WANG et al., 2015b) com consequências danosas que podem ser maiores do que as contribuições individuais de cada poluente (DOMINICI et al., 2010) devido a sobreposição de plumas de queima de biomassa de diferentes idades químicas e com a multiplicidade de fontes de emissão urbanas.

#### **2.2.5. Ações Regulatórias e de Controle da Qualidade do Ar**

Nas últimas quatro décadas, legislações que estabelecem índices de qualidade do ar têm sido desenvolvidas e aplicadas. Do ponto de vista regulatório, destacam-se (ALTSHULER et al., 2020):

**1) Relatórios e Recomendações do Índice de Qualidade do Ar (IQA).** Os incêndios florestais oferecem oportunidades para educar o público sobre o IQA, usado em todos os EUA para relatar

e prever a qualidade do ar. O IQA incorpora riscos de vários poluentes, com um IQA de 100 igual ao Padrão Nacional de Qualidade do Ar Ambiente (PNQAA) para MP, O<sub>3</sub> ou outro poluente;

**2) Atualizações de mídia social e site.** As agências de qualidade do ar estão atualizando e expandindo os recursos de mídias sociais para manter o público e outras partes interessadas informadas. A ferramenta AirNow da EPA permite comparações da qualidade do ar local com regiões maiores. Os feeds do Facebook e do Twitter são republicados pela mídia de notícias e outras agências, mantendo assim todos mais bem informados. Sem as ferramentas expandidas do site e as opções de mídia social, a equipe da agência pode ficar sobrecarregada com a demanda pública por informações;

**3) Orientação e limitações de eventos excepcionais.** Orientações da USEPA (2016) para Eventos Excepcionais (EE) pretendem evitar a penalização de áreas por situações de qualidade do ar fora de seu controle;

**4) Espaços seguros comunitários e planejamento de resiliência.** As estratégias de bacias hidrográficas urbanas se concentraram na qualidade do ar ambiente (ou externo) para atender aos prazos da NAAQS e da Lei do Ar Limpo. A crescente frequência e gravidade dos impactos dos incêndios florestais têm causado maiores preocupações sobre a qualidade do ar interno durante esses eventos. É necessário identificar e fornecer espaços internos seguros e incluí-los como parte do planejamento geral de resiliência de emergência.

### **2.3. Normas Brasileiras de Qualidade do Ar**

No caso brasileiro, a primeira legislação federal em vigor foi o MINTER 231/76, que estabeleceu os padrões nacionais de qualidade do ar para 4 poluentes: poluição particulada, monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre e oxidantes fotoquímicos. Em 1989, a resolução CONAMA 05/89 criou o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), como diretriz para o controle da poluição do ar no Brasil, estabelecendo principalmente a implantação de um programa de monitoramento da qualidade do ar, rede e uma política para evitar a deterioração do ar. Atualmente, existem outras legislações nacionais que tratam do controle da poluição do ar: PROCONVE/PROMOT (para veículos automotores, motocicletas e similares); CONAMA 382/2006 e CONAMA 436/2011 (para fontes estacionárias); CONAMA 316/2002 (para tratamento térmico de resíduos), etc. Embora não haja legislação oficial específica para limitar a emissão de poluentes causados pela queima da pré-colheita, o governo brasileiro estabelece padrões de qualidade do ar, denominados CONAMA 03/90.

As normas nacionais de qualidade do ar são definidas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, mediante a resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018. Em seu artigo segundo, a referida resolução define o Padrão de Qualidade do Ar como um determinado valor de concentração de um poluente específico na atmosfera, associado a um intervalo de tempo de exposição, para que o meio ambiente e a saúde da população sejam preservados em relação aos riscos de danos causados pela poluição atmosférica. A nova resolução proposta, em revogação e substituição a resolução nº 3/1990, agrega novos padrões e poluentes a serem monitorados como o material particulado (MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub>) e o chumbo (Pb<sub>5</sub>), convergente com os atuais padrões de qualidade do ar preconizados pela Organização Mundial de Saúde (OMS, 2005) devendo ser implementados nos Estados e Municípios de forma gradual a partir da data de publicação. Para isso, os padrões de qualidade do ar estão divididos em duas categorias:

- Padrões de qualidade do ar intermediários - PI: padrões estabelecidos como valores temporários a serem cumpridos em etapas, divididos em PI-1, PI-2, PI-3; e
- Padrão de qualidade do ar final - PF: valores guia definidos pela OMS em 2005.

A adoção dos Padrões de Qualidade do Ar Intermediários e Final – PI-1, PI-2, PI-3 e PF se darão de forma subsequente levando em consideração os Planos de Controle de Emissões Atmosféricas (PCEA) e os Relatórios de Avaliação de Qualidade do Ar (RAQA), elaborados pelos órgãos estaduais e distrital de meio ambiente, e caso não seja possível a migração para o padrão subsequente prevalece o padrão já adotado.

Os PCEAs deverão ser definidos em regulamentação própria e elaborados em até 3 anos a partir da entrada em vigor do ato normativo e os RAQAs deverão ser elaborados anualmente e conter os dados de monitoramento e a evolução da qualidade do ar com o conteúdo mínimo previsto no Anexo II da Resolução. A tabela 1 descreve os padrões de qualidade do ar a serem aplicados nos Estados e Distrito Federal.

Tabela 1. Padrões Nacionais de Qualidade do Ar.

Poluente Atmosférico	Período de Referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF	ppm
		mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	
MP <sub>10</sub>	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual <sup>1</sup>	40	35	30	20	-
MP <sub>2,5</sub>	24 horas	60	50	37	25	-
	Anual <sup>1</sup>	20	17	15	10	-
SO <sub>2</sub>	24 horas	125	50	30	20	-
	Anual <sup>1</sup>	40	30	20	-	-
NO <sub>2</sub>	1 hora <sup>2</sup>	260	240	220	200	
	Anual <sup>1</sup>	60	50	45	40	
Ozônio – O <sub>3</sub>	8 horas <sup>3</sup>	140	130	120	100	
Fumaça	24 horas	120	100	75	50	
	Anual <sup>1</sup>	40	35	30	20	

Poluente Atmosférico	Período de Referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF	ppm
		mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	
CO	8 horas <sup>3</sup>	-	-	-	-	9
PTS	24 horas	-	-	-	240	-
	Anual <sup>4</sup>				80	
Chumbo – Pb <sup>5</sup>	Anual <sup>1</sup>				0,5	
Legenda						
<sup>1</sup> Média Aritmética Anual						
<sup>2</sup> Média Horária						
<sup>3</sup> Máxima Média Móvel obtida no Dia						
<sup>4</sup> Média Geométrica Anual						
<sup>5</sup> Média nas Partículas Totais em Suspensão						
Poluentes						
MP <sub>10</sub> /MP <sub>2,5</sub> = Material Particulado						
SO <sub>2</sub> = Dióxido de Enxofre						
NO <sub>2</sub> = Dióxido de Nitrogênio						
O <sub>3</sub> = Ozônio						
CO = Monóxido de Carbono						
PTS = Partículas Totais em Suspensão						

Fonte: Resolução CONAMA N° 491 (2018).

A Resolução ainda prevê nos arts. 10 e 11, a elaboração de Planos para Episódios Críticos de Poluição do Ar, com base nos níveis de atenção, alerta e emergência, que deverão prever medidas preventivas com o objetivo de evitar graves e iminentes riscos à saúde da população, de acordo com os poluentes e seus níveis de concentrações. A tabela 2 descreve os critérios que caracterizam episódios agudos de poluição do ar.

Tabela 2. Critérios para episódios agudos de poluição do ar.

Poluentes	Níveis		
	Atenção	Alerta	Emergência
Dióxido de Enxofre (SO <sub>2</sub> ) (µg/ m <sup>3</sup> ) – Média de 24 h	800	1.600	2.100
Material Particulado (MP <sub>10</sub> ) (mg/m <sup>3</sup> ) – Média de 24 h	250	420	500
Material Particulado (MP <sub>2,5</sub> ) (mg/m <sup>3</sup> ) – Média de 24 h	125	210	250
Monóxido de Carbono (CO) (ppm) – Média móvel de 8 h	15	30	40
Ozônio (O <sub>3</sub> ) (mg/m <sup>3</sup> ) – Média móvel de 8 h	200	400	600
Dióxido de Nitrogênio (NO <sub>2</sub> ) (mg/m <sup>3</sup> ) – Média de 1 h	1.130	2.260	3.000

Fonte: Resolução CONAMA N° 491 (2018).

O decreto federal N° 2661 de 8 de julho de 1998 regulamenta as normas de precaução relativas ao emprego dos incêndios em práticas agropastoris e florestais, comum em praticamente todas as regiões do país, destacando em seu artigo 16 que a adoção desta prática como método despalhador e facilitador do corte de cana-de-açúcar deverá ser eliminada de forma gradativa, cabendo aos órgãos estaduais de meio ambiente verificar se estão sendo observadas as exigências técnicas estabelecidas no decreto.

Em cumprimento ao decreto supracitado, o ERJ criou a Lei nº 5990, de 20 de junho de 2011 cujo objetivo é adequar as áreas de produção ao plano de eliminação gradativa de queimadas até o ano de 2024. A legislação prevê que para lavouras já implantadas e aptas para serem mecanizáveis, ou seja, áreas maiores que 100 hectares e declividade menor ou igual a 12%, o prazo para eliminação gradativa das queimadas pressupõe:

- 20% (vinte por cento) até o ano de 2012;
- 50% (cinquenta por cento) até o ano de 2014;
- 80% (oitenta por cento) até o ano de 2018; e
- 100% (cem por cento) até o ano de 2020.

Nas áreas não passíveis de mecanização da colheita, o prazo de adequação estipulado é:

- 20% (vinte por cento) até o ano de 2016;
- 50% (cinquenta por cento) até o ano de 2018;
- 80% (oitenta por cento) até o ano de 2022 e
- 100% (cem por cento) até o ano de 2024.

#### **2.4. Materiais Particulados**

Os Materiais Particulados são um conjunto de partículas sólidas ou líquidas muito finas suspensas no ar com diâmetros menores que 10 µm podendo ter origem antrópica, principalmente da queima de combustíveis fósseis, ou natural, tais como erupções vulcânicas e incêndios florestais naturais (GUIMARÃES, 2016).

Os Materiais Particulados podem ser classificados, segundo o método de formação, em quatro classes principais:

- Poeiras: Partículas sólidas formadas por processos de desintegração mecânica. Tais partículas têm geralmente a forma não esférica, com diâmetros na faixa de 10 µm;
- Fumos: Partículas sólidas formadas da condensação ou sublimação de substâncias gasosas originadas da vaporização e sublimação de sólidos, com diâmetros menores que 0,1 µm;
- Fumaça: Partículas principalmente sólidas, formadas pela queima de combustíveis fósseis, com tamanho igual a 1 µm;
- Névoas: Partículas líquidas formadas por dispersão ou condensação de um líquido (atomização), com tamanho em torno de 5 µm.

O Material Particulado serve como meio de transporte para outras substâncias que se agregam a partículas, principalmente as finas, podendo ser transportados para atmosfera ou impactar a saúde humana penetrando, por exemplo, no trato respiratório através da respiração,

alcançando os pulmões e até a corrente sanguínea, agravando problemas respiratórios, como asma e bronquites, acarretando aumento nos números de internações hospitalares e, para indivíduos mais vulneráveis, óbitos (ROSEIRO, 2002; SHAUGHNESSY et al., 2015; WU et al., 2018; REN et al., 2020).

## **2.5. Caracterização das Fontes Emissoras**

No estudo dos padrões de qualidade do ar, a caracterização das fontes poluidoras, a estimativa de suas emissões, transformações, transportes, concentrações, contaminações e a determinação da área de influência são parâmetros indispensáveis no enquadramento dos limites toleráveis de emissão para cada poluente, assim como, na gestão dos impactos na saúde da população e meio ambiente. A origem das fontes poluidoras pode ser natural ou antropogênica. Destacam-se como fontes emissoras naturais a dispersão de pólenes, erupções vulcânicas, fumaça oriundas de incêndios florestais naturais e gases resultantes da decomposição de matéria orgânica. As fontes poluidoras antropogênicas são formadas a partir da queima de combustíveis fósseis, tais como carvão e petróleo, exaustão automotiva, entre outras, que podem ser associadas a duas categorias: fontes fixas e móveis. As fontes fixas são relacionadas à ocupação de uma área relativamente limitada, permitindo uma avaliação direta da fonte com origem no uso de combustíveis fósseis, nos processos industriais, na queima de resíduos sólidos e atividades destinadas ao manejo do solo, como a abertura e renovação de pastagens, práticas agrícolas, etc. As fontes móveis são as que se dispersam pelo ambiente geográfico, não sendo possível uma avaliação precisa na base da fonte. Segundo Alonso et al. (2017), as fontes móveis podem ser subdivididas em veículos automotores (emissores de material particulado, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos e aldeídos), aviões e barcos (emissores de óxidos de enxofre e óxidos de nitrogênio).

A contribuição relativa de cada fonte para a emissão de um determinado poluente atmosférico, dentro de um ambiente urbano ou rural, envolve um complexo levantamento de diversos fatores. Para fontes fixas, por exemplo, é importante o conhecimento do tipo de combustível (fóssil ou orgânico), o comportamento sazonal das emissões e a estimativa real da localidade alvo de ações antrópicas ou naturais.

Como objeto de estudo, a cana-de-açúcar é adotada como fonte poluidora fixa na região norte do Estado do Rio de Janeiro, justificada pela inserção de queimadas nos canaviais, como preparação para a colheita da cultura e seus impactos ambientais, sociais, econômicos e na qualidade do ar (RONQUIM, 2010; LEITE, 2018).

## 2.6. Cultura da Cana-de-Açúcar

A cana-de-açúcar é uma cultura de ciclo longo, com uma produção muito elevada de biomassa, cultivada em condições tropicais e subtropicais, usada na produção de açúcar e etanol. O Brasil é o segundo maior produtor mundial, ficando apenas atrás dos EUA. Estima-se que a produtividade nacional está na ordem de 74,0 toneladas/hectares, superior à média mundial de 68,3 toneladas/hectares. O cultivo abrange vastas áreas, exceto as áreas semiáridas e com declividades superiores a doze graus, estando presente em 3.276 municípios brasileiros (DIAS, 2021). A produção de cana-de-açúcar tem sofrido expansão, estimulada pelo incentivo global ao consumo de combustíveis menos poluentes, como o etanol (MILANEZ *et al.* 2014). O etanol é um biocombustível que atende à demanda da sociedade por energia limpa e fontes energéticas baseadas na sustentabilidade ambiental, além de ser economicamente mais viável que os combustíveis de origem fóssil (PROSKURINA *et al.* 2018), e com base nesta demanda, o setor sucroalcooleiro nacional é uma referência para os demais países produtores (BP, 2018).

No Brasil a prática da queima da cana-de-açúcar anterior a colheita é usual na maioria dos estados produtores (SILVA *et al.*, 2010; CRISTALE *et al.*, 2012; GALDOS *et al.*, 2013, DIAS, 2021). A motivação para adoção desta prática tem como foco a segurança do trabalhador do campo (em virtude das folhas da cana que são cortantes e de insetos e animais peçonhentos que normalmente se abrigam no canavial), o aumento do rendimento no corte, a melhoria no cultivo em novos plantios e a eliminação de impurezas (RONQUIM, 2010).

Devido ao uso desta prática, os padrões de qualidade do ar são afetados principalmente pela emissão de gases traço, tais como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub> = NO + NO<sub>2</sub>), hidrocarbonetos não queimados (HUC, do inglês *unburned hydro carbons*) e particulados com diâmetro aerodinâmico igual ou menor que 10 µm (MP<sub>10</sub>), emitidos durante a queima da palha da cana-de-açúcar (FRANÇA, 2013). As proporções de emissão destes gases variam significativamente ao longo da queima, sendo que na fase flamejante são gerados os gases N<sub>2</sub>O e NO<sub>x</sub>, e os gases CO e CH<sub>4</sub> são formados na fase de queima lenta com predomínio de fumaça (LOBERT *et al.*, 1990).

Além do problema ambiental provocado pela emissão de poluentes atmosféricos devida à queima de canaviais, danos ambientais relacionados aos processos erosivos e de assoreamento de cursos d'água, contaminação de mananciais e lençóis freáticos são registrados nacionalmente e internacionalmente (CORDEIRO *et al.*, 2020; VERA *et al.*, 2020; GERMAN *et al.*, 2020).

### 2.6.1. Cadeia Produtiva da Cana-de-Açúcar

A cadeia produtiva da cana-de-açúcar refere-se ao plantio, processamento industrial e transformação em etanol e açúcar, finalizando com o escoamento desses produtos para o mercado nacional e internacional (DIAS, 2021). A produção da agroindústria sucroalcooleira brasileira é dividida entre as regiões Norte-Nordeste e Centro-Sul, em razão de fatores técnicos, físicos e climatológicos, possibilitando a continuidade anual da cadeia produtiva no país (PESSANHA, 2004; DIAS, 2021). A safra realizada na região Norte - Nordeste é realizada entre novembro/abril, enquanto no período de maio/outubro ocorre na região Centro-Sul, onde 60% da produção nacional concentra-se no estado de São Paulo, sendo as demais regiões produtoras: Paraná, Triângulo Mineiro e a Zona da Mata Nordestina (CONAB, 2018).

A cana-de-açúcar, uma vez plantada, permanecerá produzindo durante quatro ou cinco anos consecutivamente, quando então a produtividade tende a diminuir, posteriormente executando-se a reforma do canavial. Os sistemas de plantio e colheita da cana-de-açúcar variam em função da região (Norte-Nordeste e Centro-Sul) distribuídas em três sistemas de plantio e dois sistemas de colheita, a fim de atender as especificidades das principais regiões produtoras. Segundo Rosseto & Santiago (2015) no Sistema de ano-e-meio as mudas de cana-de-açúcar são plantadas entre os meses de janeiro e março, pois, apresentam boas condições de temperatura e umidade, favorecendo o desenvolvimento da muda. Com a chegada do inverno, período de menores acumulados pluviométricos, o crescimento passa a ser muito lento durante cinco meses (abril a agosto), vegetando nos sete meses subsequentes (setembro a abril), para, então, amadurecer nos meses seguintes, até completar 16 a 18 meses. No Sistema de ano a cana-de-açúcar pode ser plantada no período de outubro a novembro e no Plantio de Inverno o plantio da cana-de-açúcar é realizada no período de estiagem devido a utilização de uma torta de filtro que contém cerca de 70 a 80% de umidade, aplicada no sulco de plantio. A tabela 3 sintetiza o sistema de plantio e colheita da cana-de-açúcar em função da região de plantio.

Tabela 3. Sistemas de plantio e colheita da cana-de-açúcar.

<b>Sistemas de Plantio</b>		
Sistema de ano e meio – cana de 18 meses	2° Sistema – cana de 12 meses	3° Sistema – cana de inverno
Cana-de-açúcar plantada no verão, sendo plantada novamente após 18 meses, ou 1 ano e meio	Cana-de-açúcar plantada na primavera, sendo plantada novamente após 12 meses, ou 1 ano	Cana-de-açúcar plantada no inverno
<b>Período de Colheita</b>		
Maio a outubro: Centro – Sul	Novembro a abril: Norte - Nordeste	

Fonte: Adaptado de Dias (2021).

Após o crescimento e amadurecimento da cana-de-açúcar, ocorre a etapa de queima, que potencializa a produtividade da colheita mediante a desidratação da cultura, trazendo maior eficiência ao corte e segurança ao trabalhador rural (ZAMPERLINI et al., 2000). Contudo, tal

prática acarreta danos ambientais e a depreciação nos padrões de qualidade do ar, local e entorno. A fim de mitigar este passivo ambiental, sugere-se a substituição da colheita manual pela colheita mecanizada, pois proporciona maior lucratividade devido ao aumento do rendimento no corte mecânico em relação ao corte manual (GARCIA & SILVA, 2010). Apesar do rendimento médio da produção trazido pelo corte mecânico da cana-de-açúcar ser superior ao corte manual, a topografia do terreno e os custos para aquisição de uma máquina destinada à colheita da cana ainda oferecem grandes obstáculos para adoção de tal prática (NEVES & CONEJERO, 2010).

A implantação da colheita mecanizada da cana-de-açúcar tem início no planejamento da área onde a cultura é implantada, mediante levantamento topográfico e a divisão da área em talhões. O levantamento topográfico destina-se a indicar quais áreas são detentoras das menores declividades com objetivo de manter linhas de cana com grande comprimento o que evita manobras de máquinas, destinadas a colheita, otimizando operações mecanizadas no campo. Os talhões de cana-de-açúcar são subdivididos quanto à topografia e homogeneidade do solo e apresentam, em média, entre dez e vinte hectares (ROSSETTO & SANTIAGO, 2015).

Silveira (2014) destacou que uma colheitadeira completa envolve o uso de dois tratores, quatro caçambas, um veículo bombeiro e oito homens, uma vez que o trabalho não pode ser totalmente mecanizado.

A produção gerada pela colheita é enviada às usinas, em até 48 horas, onde acontecem os processos de moagem e geração de energia elétrica por termoelétricas movidas pela biomassa da cana, posteriormente, a energia elétrica gerada pode ser vendida para concessionárias locais ou alimentar a própria usina (SILVEIRA, 2014). Após o processo de moagem, o caldo contido no colmo da cana-de-açúcar é extraído podendo ser utilizado diretamente para produção de álcool e refino de açúcar. Nas distribuidoras é feita a separação do álcool hidratado (etanol) e do álcool anidro (misturado à gasolina). O caldo destinado a produção de açúcar é evaporado e cristalizado, onde uma parte da sacarose é então recuperada sob a forma de açúcar comercial (SILVEIRA, 2014; ABDALA, 2017). Apenas uma pequena parte da produção da cana vai para fabricação de aguardente (NEVES & CONEJERO, 2010).

## **2.7. Geotecnologias Aplicadas aos Estudos Ambientais**

As geotecnologias são o conjunto de tecnologias para coleta, processamento, análise e disponibilização de informação com referência geográfica, compostas por soluções em *hardware* e *software* que juntos se constituem ferramentas para a tomada de decisões.

Dentre as geotecnologias estão os GIS - Sistemas de Informação Geográfica, Cartografia Digital, Sensoriamento Remoto, Aerofotogrametria, Geodésia e Topografia Clássica, dentre outros (ZAIDAN, 2017).

Com a evolução da tecnologia de geoprocessamento e de *softwares* gráficos vários, o desenvolvimento e a popularização dos produtos provenientes das diversas geotecnologias proporcionaram a integração de dados com diferentes formatos e fontes, acoplando análises complexas que reúnem um conjunto de métodos e técnicas quantitativas e qualitativas dedicadas à solução de problemas ambientais complexos, cuja resposta depende da organização espacial de informações geográficas em um determinado tempo. Neste sentido, imagens digitais de diferentes satélites ambientais – representando formas de captura indireta de informação espacial – são usadas no monitoramento da evolução dinâmica de usos do solo, ecossistemas e eventos extremos na superfície do planeta (MENDONÇA et al., 2011; LIU, 2015), sendo úteis na identificação, classificação, delineamento e estimativa de áreas ocupadas pelas várias classes de uso do solo.

### **2.7.1. Sensoriamento Remoto (SR)**

Caracteriza-se como um conjunto de técnicas que possibilita a obtenção de informações sobre alvos na superfície terrestre (objetos, áreas, fenômenos), através do registro da interação entre a radiação eletromagnética com a superfície terrestre, a partir de sensores distantes ou remotos, presentes em plataformas orbitais ou satélites (Figura 9), aviões e em nível de campo, que diferenciam-se entre si pela forma de funcionamento e por suas capacidades de representação, desenvolvido pelas resoluções espacial, espectral e radiométrica.

Os sensores remotos podem ser classificados em ativos ou passivos. Os sensores ativos possuem iluminação própria, como é o caso dos radares. Já os sensores passivos não emitem radiação e dependem de uma fonte de iluminação externa, como a energia do sol, que é captada pelos sensores após interagir com a superfície e a atmosfera.

É importante ressaltar que as capacidades de representação das informações obtidas pelos sensores remotos variam de acordo com a resolução espacial, espectral e radiométrica de cada sensor. A resolução espacial se refere à capacidade de distinguir detalhes na superfície, enquanto a resolução espectral se refere à capacidade de distinguir diferentes comprimentos de onda da radiação eletromagnética. Já a resolução radiométrica se refere à capacidade de distinguir diferentes níveis de energia da radiação eletromagnética registrada pelos sensores.

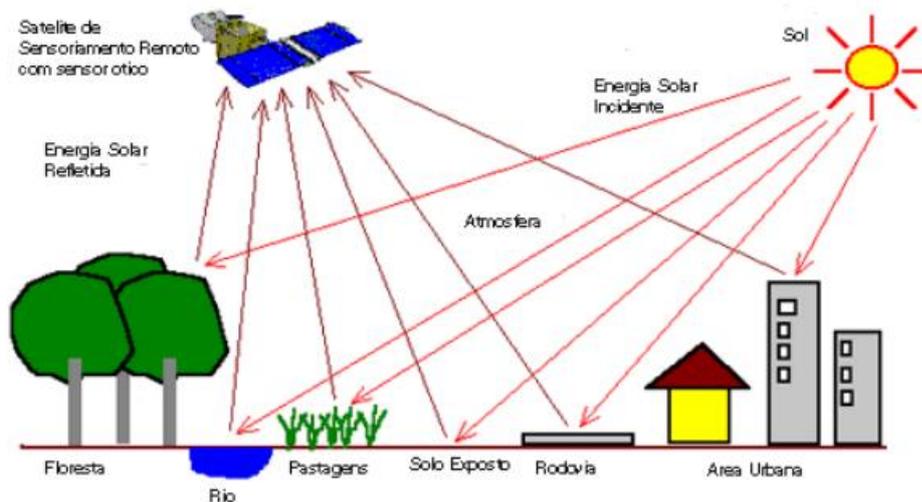


Figura 9. A interação da energia solar com os alvos da superfície terrestre com os sensores remotos dos satélites.

Fonte: <http://www3.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/educasere/tutorial/licao1.pdf>

Os variados tipos de sensores: Fotográficos, sensores imageadores, baseados em sistemas fotográficos; Radar, que produzem fonte própria de energia na região das micro-ondas; Laser, que operam de modo similar aos sistemas de radar; Espectômetros, utilizados para identificação da composição química de objetos e localização de recursos minerais ou avaliação de acidentes nucleares; Radiômetros, utilizados para obter perfis de temperatura da atmosfera e oceanos. Radiômetros de microondas medem a temperatura, salinidade e rugosidade da superfície do mar. Radiômetros imageadores são utilizados para mapear a distribuição da temperatura; exibem o potencial que essa ferramenta e metodologia possuem na diversificação de soluções.

Neste sentido, o uso da metodologia e, sobretudo, de imagens obtidas pelos sensores remotos tem utilidade e importância em diferentes áreas: Meteorologia, em estudos atmosféricos, previsão do tempo, acompanhamento de mudanças atmosféricas, controle de poluentes, medição do efeito estufa e buraco na camada de ozônio; Defesa Civil, na previsão de catástrofes naturais que permitem a tomada de medidas preventivas; Planejamento e acompanhamento de culturas agrícolas; Planejamento e monitoramento municipal e regional; Usos militares, em espionagem, movimentação de inimigos e planejamento estratégico do posicionamento de tropas; Meio ambiente, cartografia, topografia, oceanografia, geologia, geomorfologia, recursos hídricos, etc; Monitoramento e mapeamento do desmatamento, queimadas de áreas florestais e de agricultura, detectadas através dos focos de calor.

### 2.7.1.1. Identificação dos Focos de Calor

Focos de calor é uma expressão utilizada para interpretar o registro do calor captado na superfície do solo por sensores espaciais (COSTA et al., 2017), oriundos de satélites polares e geoestacionários (PEREIRA & SILVA, 2016) e caracterizados por pontos geográficos, quando detectados a uma temperatura acima de 47°C, no caso do sensor AVRR, em uma área mínima de 900 m<sup>2</sup> (GONTIJO et al., 2011), propiciando uma ampla visão sobre distribuição temporal, espacial e padrões das queimadas em diferentes escalas, que permite estudar as interações do incêndios com as relações culturais e socioambientais (PEREIRA et al., 2012), sendo uma das principais ferramentas para monitoramento de incêndios no Brasil (COSTA et al., 2017).

A identificação dos focos de calor é realizada através de dez satélites que possuem sensores óticos operando na faixa termal-média de 3,7 a 4,1 µm do espectro óptico, a bordo de oito satélites em órbita polar – NOAA 18 e 19, METOP-B e C (sensor AVRHR/3), NASA TERRA e AQUA (sensor MODIS) e NPP-Suomi e NOAA-20 (sensor VIIRS) – e dois geoestacionários, GOES-16 e MSG-3, onde cada satélite de órbita polar produz pelo menos dois conjuntos de imagens por dia, e os geoestacionários geram seis imagens por hora. São analisadas mais de 100 imagens por dia, especificamente para detectar focos de queima de vegetação. Os dados são disponibilizados gratuitamente.

A relação entre focos de calor e queimadas não é direta, pois um foco de calor pode corresponder à uma queimada ou a várias queimadas dentro de um mesmo pixel (INPE, 2020). Por outro lado, uma queimada muito extensa pode ser detectada por um grupo de pixels vizinhos, resultando em vários focos de calor associados a uma única queimada (BITTENCOURT et al., 2013). Destaca-se o fato que carvoarias, indústrias e diversas outras fontes de calor podem ser confundidas como queimadas, caracterizando que nem todo foco de calor é necessariamente uma queimada (SANTOS CLEMENTE et al., 2017). Conforme Thomaz & Gonçalves (2019), falhas na detecção de focos de calor podem ocorrer por superestimativas ou subestimativas, erros associados a problemas de navegação, geolocalização e resolução espacial. No tocante à subestimativa, pode ocorrer exclusões equivocadas relativas a incêndios não convergentes com a passagem horária dos satélites em órbita polar e incêndios de curta duração (XU et al., 2010). Em relação à superestimativa de focos, estes ocorrem devido a detecções sensíveis na banda do infravermelho médio (MIR), tais como reflexão solar em corpos d'água, nuvens altamente refletivas, rochas ou solos com temperaturas elevadas e bordas de nuvens (ROBERTS & WOOSTER, 2008).

A detecção de focos de calor realizada pelo sensor MODIS, a bordo do satélite AQUA, é realizada com base na emissão da radiação infravermelha proveniente dos incêndios, a partir

do algoritmo que examina cada pixel do sensor MODIS, classificando-os como: dados ausentes, nuvem, água, não incêndios, incêndios ou desconhecido (JUSTICE et al., 2006).

O algoritmo usa temperaturas de brilho medidas em Kelvin (K), pois este é a unidade de base do Sistema Internacional de Unidades (SI) para a grandeza temperatura termodinâmica. As temperaturas de brilho são obtidas dos comprimentos de onda 4  $\mu\text{m}$  (canais 21 e 22) e 11  $\mu\text{m}$  (canal 31), denotados por  $T_4$  e  $T_{11}$ , respectivamente, para a determinação dos focos de calor. O canal 32 é usado para o mascaramento de nuvens. Os canais 1 e 2 são usados para rejeitar falsos alarmes e mascarar nuvens. O canal 7 é usado para rejeitar detecções falsas induzidas por água. Pixels sem dados válidos são imediatamente classificados como dados ausentes e excluídos.

A localização de um foco de calor é baseada na detecção absoluta dos incêndios e na detecção relativa da emissão termal de pixels circundantes para determinar incêndios de baixa intensidade. O objetivo deste método está em determinar pixels com valores acima da emissão termal média dos pixels circundantes, computando a variação de temperatura de superfície e a reflexão pela luz solar. A síntese da técnica utilizada é descrita a seguir:

- Pixels para o qual  $T_4$  for inferior a 315K (no período noturno) ou a diferença entre  $T_4$  e  $T_{11}$  for inferior a 3K (no período noturno) são descartados como focos de calor;
- A detecção absoluta de incêndios, o algoritmo requer que pelo menos uma de duas condições sejam observadas:
  - 1)  $T_4$  superior a 360K no período diurno e 330K no período noturno;
  - 2) No período diurno,  $T_4$  deve ser superior a 330K e a diferença entre  $T_4$  e  $T_{11}$  deve ser superior a 25K. No período noturno,  $T_4$  deve ser superior a 315K e a diferença entre  $T_4$  e  $T_{11}$  deve ser superior a 10K.

Se nenhum desses critérios é satisfeito, o algoritmo busca a definição relativa de incêndios com base nos valores médios dos pixels originais mais três vezes o desvio padrão em  $T_4$  e a diferença entre  $T_4$  e  $T_{11}$ . A média, a mediana e o desvio padrão são computados para um pixel no centro de uma grade (filtro). O cálculo é executado até que um pixel sem água, nuvem ou incêndios seja identificado. O número ideal de pixels a serem pesquisados corresponde a 25% do total de pixels da grade, considerando um mínimo de 6 pixels. Um pixel sobre a água é identificado mediante ao uso de uma máscara externa e a presença de nuvens é identificado com uso do MOD35 (máscara de nuvens). Pixels vizinhos sem incêndios são identificados como aqueles para os quais  $T_4 < 325\text{K}$  (315K à noite) e  $T_4 - T_{11} < 20\text{K}$  (10K à noite). A adição de pixels vizinhos estende-se até uma grade de 21x21 pixels. Se o teste absoluto não indica que

um incêndio ativo está presente nesta situação, o algoritmo marca o resultado da detecção como desconhecido (JUSTICE et al., 2012).

Para observações diurnas, quando o Sol pode causar falsa detecção, um pixel de incêndios é rejeitado se o MODIS 250 m, nos canais vermelho e infravermelho tiver reflectância acima de 30% e ângulo de até 40° na posição de reflexão especular (JUSTICE et al., 2012).

### **2.7.1.2. Índices de Vegetação**

Índices de vegetação são combinações de dados espectrais de duas ou mais bandas espectrais, selecionadas com o objetivo de sintetizar e melhorar a relação dos dados com os parâmetros biofísicos da vegetação (MOREIRA, 2000) comumente relacionando o comprimento de onda vermelho e o comprimento de onda infravermelho próximo devido à alta variação da resposta espectral da vegetação nesses comprimentos de onda (ROSA, 2009), frequentemente relacionados na forma de uma razão, devido a minimização das variações não atribuídas ao alvo como sombreamentos/topografia, geometria de aquisição, atmosfera e a refletância do solo (HUETE et al., 1999).

Segundo Veraverbeke et al. (2018), os processos de queimadas podem ser divididos em três fases: pré-incêndio, ativo e pós-incêndio. A fase do pré-incêndio/pré-incêndios, se refere as condições do ambiente e do tipo de combustível presente na área antes da modificação cênica causada pelos incêndios, carecendo esse de fontes de ignição para o processo de queimada (DE FARIAS et al., 2017).

A fase do incêndio ativo é caracterizada pelo deslocamento da frente de chama pela paisagem, com intensidade proporcional a topografia, disponibilidade de biomassa e ao clima local (VERAVERBEKE et al., 2018). Segundo Key & Benson (2006), e Keeley (2009), a intensidade da queimada é o processo físico associado à liberação de energia da matéria orgânica, ou seja, o nível de calor produzido pelos incêndios. Com a mesma intensidade de incêndios, uma vegetação pode ter danos mais severos do que outra, tendo em vista a sensibilidade aos incêndios, fruto de distintas características fisiológicas de cada espécie (CARDIL et al., 2019). A fase do pós-incêndio/pós-incêndios manifesta-se após a extinção dos incêndios, onde determina-se a gravidade e/ou severidade da queima (MORGAN et al., 2014; VERAVERBEKE et al., 2018).

Com o propósito de estimar a severidade dos incêndios, Key e Benson (2006), do USDA Forest Service, propuseram o uso dos comprimentos de onda no infravermelho próximo ( $\rho_{NIR}$ )

e no infravermelho médio ( $\rho_{MIR}$ ) para o estabelecimento do índice de queimada por razão normalizada (NBR), conforme Equação 1.

$$NBR = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{MIR}}{\rho_{NIR} + \rho_{MIR}} \quad (1)$$

O canal do  $\rho_{NIR}$  responde positivamente a área foliar verde e produtividade, já o canal  $\rho_{MIR}$ , responde positivamente a superfícies secas e não vegetadas e negativamente (radiação absorvida) em superfícies vegetadas e solos úmidos. Como no numerador existe a diferença  $\rho_{NIR} - \rho_{MIR}$ , obtém-se a seguinte relação:

- Áreas com vegetação fotossinteticamente ativa tendem a produzir índices positivos ( $\rho_{NIR} > \rho_{MIR}$ );
- Áreas com vegetação seca, afloramento rochoso e alguns tipos de solo bem secos tendem a produzir valores próximos de zero;
- Valores negativos ( $\rho_{NIR} < \rho_{MIR}$ ) estão associados à presença de cinzas e materiais carbonizados.

Contudo, segundo Roy et al. (2006), o NBR pode não ser primária e consistentemente sensível à severidade dos incêndios. Neste sentido, os autores sugerem o desenvolvimento de métodos para estimar de como queimadas de diferentes níveis de severidade modificam o espaço geográfico da vegetação pré-incêndios na comparação com a vegetação pós-incêndios. Portanto, o *Differenced Normalized Burn Ratio* (dNBR) – Índice Diferenciado de Queima por Razão Normalizada – dNBR, Equação (2) compara os dados do NBR pré-incêndios, antes da queimada, e os dados de NBR pós-incêndios, depois da queimada com o intuito de isolar a mudança provocada pela queimada (ALLEN & SORBEL, 2008).

$$dNBR = NBR_{pré-queimada} - NBR_{pós-queimada} \quad (2)$$

Segundo Key e Benson (2006), o dNBR pode variar no intervalo de 2000 ou -2000, contudo, raramente ultrapassa uma faixa espectral compreendida entre -500 a 1200 sobre superfícies queimadas (Tabela 4). As áreas que não sofreram alterações pelos incêndios têm valores próximos de zero, já áreas que foram afetadas pelos incêndios podem ter valores fortemente positivos ou fortemente negativos, dependendo da vegetação. Áreas antes acometidas por queimadas e que respondem rapidamente com a renovação de seu vigor após os incêndios – rebrota – apresentam dNBR negativo. O dNBR positivo, entretanto, identifica regiões onde as queimadas converteram a biomassa em cinzas e materiais carbonizados, variando em sua severidade.

Tabela 4. Níveis de Severidade e variações dos valores do dNBR.

Nível de Severidade	Nível de Severidade	Varição do $\Delta NBR (10^3)$
Área de Alta Regeneração a Queimadas		-500 - -251
Área de Baixa Regeneração a Queimadas		-250 - -101
Área não queimada		-100 - +99
Área com Queima de Baixa Severidade		+100 - +269
Área com Queima de Baixa a Moderada Severidade		+270 - +439
Área com Queima de Moderada a Alta Severidade		+440 - +659
Área com Queima de Alta Severidade		+660 - +1350

Fonte: Adaptado de Key & Benson (2006).

### 2.7.1.3. Estimativa de emissão

A determinação numérica dos poluentes liberados durante o processo de queimada da cana pode ser realizada a partir da estimativa da quantidade de biomassa disponível para queima e um fator de combustão (FRANÇA, 2013). O fator de emissão é definido como a razão entre a quantidade de um composto emitido e a quantidade de combustível seco consumido ( $\text{g kg}^{-1}$ ) (ANDREAE & MERLET, 2001). O cálculo do fator de emissão pressupõe o conhecimento do teor de carbono da biomassa queimada e a quantidade de carbono consumido pela queima, sendo estimado em laboratório, o que compete maior acurácia nas medições (HALL *et al.*, 2012; FRANÇA, 2013; ZHANG *et al.*, 2013). A Tabela 16 apresenta uma revisão da literatura acerca das informações disponíveis sobre fatores de emissão procedente da queima da cana de açúcar em laboratório.

Tabela 5. Fatores de emissão ( $\text{g kg}^{-1}$  de biomassa seca queimada)

Tipo de Amostra	Tamanho da Partícula ( $\mu\text{m}$ )		Método de Estimativa	Referência
	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>		
Cana de açúcar	1,81 ± 0,14	1,19 ± 0,08	Câmara de combustão aberta	Mugica-Álvarez et al. (2018)
		2,6 ± 1,6		França et al. (2012)
		3.9	Balanço de massa de carbono acoplado a medições de aeronaves	Andreae et al. (1998)
	8.05	3.8	-	Ravindra et al. (2019)

Fonte: Autor

Com a estimativa dos fatores de emissão, é possível determinar a contribuição da cana de açúcar a partir da identificação de cicatrizes de queimadas pretéritas. Para esse fim, será utilizado o método proposto pelos pesquisadores Seiler & Crutzen (1980). De acordo com o método, a emissão da espécie em estudo é calculada pela equação.

$$M_{[\eta]} = \alpha_{cana} \cdot \beta_{cana} \cdot E_f^{[\eta]} \cdot a_{fogo}$$

Onde:

$M_{[\eta]}$  : Emissão da espécie;

$\alpha_{cana}$  : Fração de biomassa acima do solo disponível para queima;

$\beta_{cana}$  : Fator de combustão;

$E_f^{[\eta]}$  : Fator de emissão ( $E_f$ ) para uma determinada espécie ( $[\eta]$ );

$a_{fogo}$  : Área queimada.

### 2.7.2. Sistemas de Informações Geográficas (SIG)

Atrelado à evolução na tecnologia de aquisição e a disponibilidade dos dados provenientes dos satélites ambientais, os SIG, definidos como modelos matemáticos dinâmicos construídos com um banco de dados digitais gerenciados para facilitar a atualização e aplicação de dados georreferenciados em diferentes camadas de informação sobrepostas (LIU, 2015), tem sido largamente empregados na integração e análise de dados provenientes de imagens digitais de satélites, cuja principal função tem sido armazenar, recuperar, analisar e gerar mapas, em um sistema de software implantado no computador, que destacam as diferentes feições de um território.

Os produtos resultantes destes diferentes tipos de dados geográficos são expressos por intermédio de mapas que representam e descrevem os eventos e fenômenos do mundo real mediante a interface com o usuário, entrada e integração de dados gráficos e tabulares, funções de processamento gráfico e de imagens, visualização e plotagem de dados geográficos, conforme representado na figura 10.

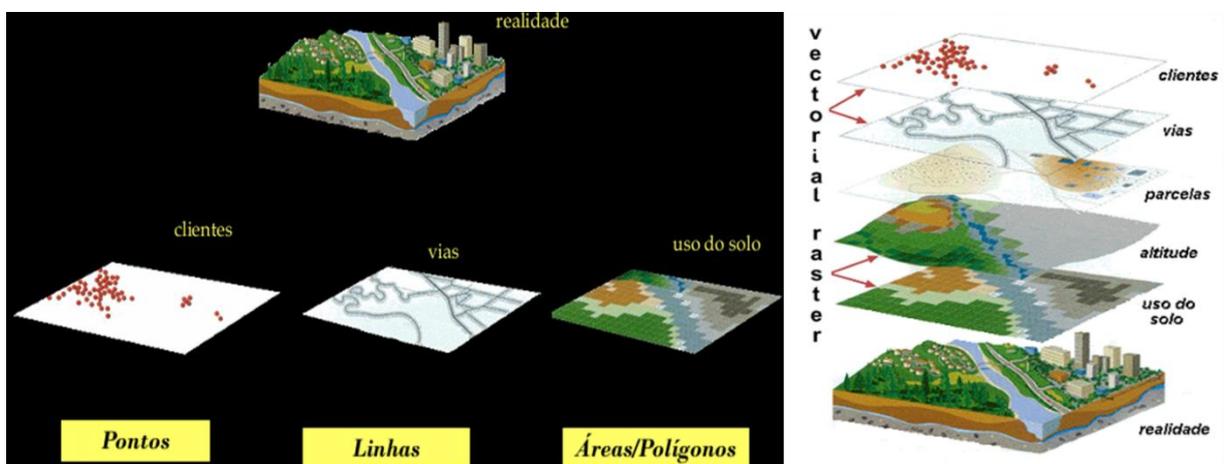


Figura 10. Representação dos elementos geográficos no SIG.

A integração dos dados em diferentes fontes e camadas é viabilizada pelo conjunto de um ou mais eixos com orientação definida no espaço e com uma escala adequada, por meio do

qual uma posição e uma orientação possam ser definidas sem ambiguidade. A partir destes pressupostos, a correlação dos elementos cartográficos é possível mediante a adoção de uma: projeção cartográfica, sistema de coordenadas e um sistema geodésico (Datum) comuns, possibilitando ao SIG trabalhar com diferentes níveis temáticos de dados espaciais, compostos por uma coleção de elementos geográficos, relacionados a um único tema ou classe de informação.

O uso dos SIG em estudos sobre os impactos ambientais em geral e, sobretudo para identificação de áreas queimadas pela palha da cana-de-açúcar e outras consequências associadas, principalmente em áreas urbanas, constitui um procedimento de aplicação e integração dos diversos recursos tecnológicos atuais, os quais contribuem nas análises sobre a condição de ameaça nos sistemas físicos, ambientais e sociais (SILVA, 2013), cuja potencialidade oferece meios de criação, edição, pesquisa, análise e apresentação de informações com uso de programas computacionais e mapas temáticos.

## **2.8. Estatística Descritiva**

A estatística descritiva tem por finalidade organizar, resumir e descrever os aspectos importantes de um conjunto de dados, de forma a obter as informações necessárias para responder as questões que estão sendo estudadas, manifestadas em gráficos, tabelas e medidas de síntese com objetivo de identificar anomalias e dados dispersos (HAIR et al., 2009).

No tocante a identificação de observações atípicas (anomalias), utiliza-se o BoxPlot (Gráfico de Caixas - Figura 11) para a representação pictórica dos dados, uma vez que esses dados se encontram acima dos limites superior e inferior. O Boxplot resume cinco medidas de posição de determinada variável. Primeiro, os valores máximos e mínimos da caixa, primeiro quartil (Q1), segundo quartil (Q2) ou mediana e o terceiro quartil (Q3). O primeiro quartil descreve 25% dos primeiros dados (ordenados de forma crescente); o segundo quartil corresponde à mediana (50% dos dados ordenados situam-se abaixo dela e os 50% restantes acima dela) e o terceiro quartil corresponde a 75% das observações. A medida de dispersão proveniente dessas mediadas de localização é denominada amplitude interquartil (IAQ) e corresponde à diferença entre Q3 e Q1 (HAIR et al., 2009, FÁVERO & BELFIORE, 2017).

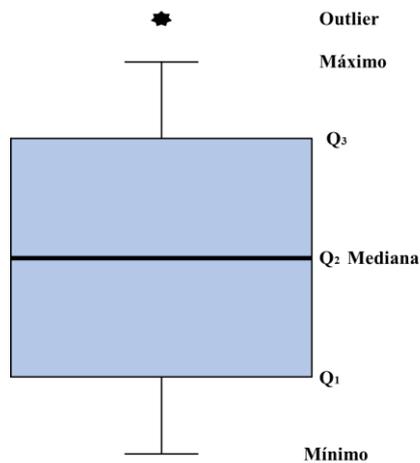


Figura 11. Ilustração pictórica do gráfico de caixas. Fonte: Autor

### 2.8.1. Inferência Estatística

A inferência estatística fundamenta-se em fazer afirmações a partir dos resultados de uma amostra, acompanhada de uma medida de precisão sobre sua veracidade, para tomada de decisão. Para isto, duas técnicas de estatística inferencial são as mais utilizadas: a estimação e o teste de hipóteses (SAMPAIO et al., 2018).

A técnica de estimação consiste em utilizar um conjunto de dados incompletos, denominado de amostra, e nele calcular estimativas de quantidades de interesse. Estas estimativas podem ser pontuais (representadas por um único valor) ou intervalares.

O teste de hipóteses é um procedimento que permite tomar uma decisão (aceitar ou rejeitar a hipótese nula) entre duas ou mais hipóteses (hipótese nula ou hipótese alternativa), utilizando os dados observados de um determinado experimento. Neste sentido, há dois tipos de erros que podem ser cometidos na realização de um teste de hipóteses:

- Erro Tipo I: Rejeitar a hipótese  $H_0$ , quando ela é verdadeira;
- Erro Tipo II: Não rejeitar a hipótese  $H_0$ , quando ela é falsa.

Frequentemente é evitado o erro Tipo I (SAMPAIO et al., 2018). A probabilidade de ocorrer o erro do Tipo I ( $\alpha$ ) é denominada nível de significância do teste. O complementar do nível de significância ( $1 - \alpha$ ) é denominado nível de confiança (FÁVERO & BELFIORE, 2017). Considerando a veracidade de  $H_0$ , aplica-se a amostra o p-valor. O valor de p corresponde à proporção de valores iguais ou superiores aos extremos obtidos, considerando-se amostras retiradas de uma população na qual  $H_0$  é verdadeira, ou seja, a ocorrência de um valor tão extremo é esperada em apenas 5% dos casos – o valor mais utilizado (FERREIRA & PATINO, 2015).

### 2.8.2. Coeficiente de Spearman

Uma vez que a correlação de Pearson exige que as variáveis sejam quantitativas, normalmente distribuídas e independentes, a violação destes pressupostos implica na rejeição ou adoção errônea da hipótese nula, assim frente a impossibilidade da adoção da correlação de Pearson adotou-se a correlação de Spearman uma vez que é uma medida não paramétrica da dependência dos postos das variáveis (FIGUEIREDO FILHO & SILVA JÚNIOR, 2009; SOUSA, 2019; RUMSEY, 2019).

O coeficiente de Spearman ( $r_s$ ) avalia a intensidade e o sentido da relação monótona entre duas variáveis numa escala ordinal considerando as ordens atribuídas às observações, em vez dos valores originais, e pode ser aplicado tanto no caso de dados lineares como no caso de dados não lineares, não sendo sensível a assimetrias na distribuição, nem à presença de outliers e não exigindo que os dados provenham de duas populações com distribuições normais. O coeficiente da correlação de Spearman gera um número que varia de -1 a +1. Quanto mais próximo dos extremos (-1 ou 1), maior é a força da correlação uma vez que os valores próximos de 0 implicam em correlações inexistentes. O coeficiente de correlação de Spearman equivale ao coeficiente de correlação de Pearson aplicado a dados ordenados, sendo assim equivalente a equação 3 (FÁVERO & BELFIORE, 2017).

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n} \quad (3)$$

Segundo Rumsey (2019) a intensidade da relação entre duas variáveis pode ser expressa por:

- $r_s = 0,30$  (Correlação fraca);
- $r_s = 0,50$  (Correlação moderada);
- $r_s = 0,70$  (Correlação forte).

É de salientar, ainda, que os valores deste coeficiente podem ser calculados usando a fórmula do coeficiente de correlação de Pearson após a substituição dos valores originais das variáveis pelas respectivas ordens atribuídas. O coeficiente de correlação de Pearson avalia relações lineares entre as variáveis, o coeficiente de correlação de Spearman avalia relações monótonas, quer estas sejam lineares ou não (SOUSA, 2019).

### 2.8.3. Teste Qui-Quadrado

A estatística  $\chi^2$  mede a discrepância entre uma tabela de contingência observada e uma tabela de contingência esperada, partindo da hipótese de que não há associação entre as

categorias das duas variáveis estudadas. Se a distribuição de frequências observadas for igual à distribuição de frequências esperadas, o resultado da estatística qui-quadrado é nula. Assim, um valor baixo de  $\chi^2$  indica independência entre variáveis (FÁVERO & BELFIORE, 2017). A estatística  $\chi^2$  para duas amostras independentes é dada pela Equação 4.

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \frac{(O_{ij}-E_{ij})^2}{E_{ij}} \quad \text{Eq. (4)}$$

Em que:

$O_{ij}$ : quantidade de observações na  $i$ -ésima categoria da variável  $X$  e na  $j$ -ésima categoria da variável  $Y$ ;

$E_{ij}$ : frequência esperada de observações na  $i$ -ésima categoria da variável  $X$  e na  $j$ -ésima categoria da variável  $Y$ ;

$I$ : quantidade de categorias (linhas) da variável  $X$ ;

$J$ : quantidade de categorias (colunas) da variável  $Y$ .

Para este estudo, os valores de qui-quadrado calculados ( $\chi^2_{cal}$ ) seguem, aproximadamente, uma distribuição  $\chi^2$  com  $(I - 1) \cdot (J - 1)$  graus de liberdade.

#### 2.8.4. Método AHP

O Processo Analítico Hierárquico, *Analytic Hierarchy Process* (AHP), em inglês, baseia-se no princípio da análise de multicritério. O objetivo da técnica consiste em estruturar e combinar as diferentes análises em consideração no processo de tomada de decisão, uma vez que a tomada de decisão é firmada em escolhas múltiplas e o tratamento dado a cada uma das escolhas condiciona, em grande medida, a decisão final.

A execução do método AHP auxilia a tomada de decisão com base em critérios qualitativos e quantitativos, possuindo o objetivo analisar o julgamento de especialistas a partir da capacidade humana de usar informações e experiências, dividindo problemas complexos em problemas mais simples, na forma de uma hierarquia de decisão resultando em uma medida global para cada alternativa elencada (SAATY, 1991; MYRONIDIS et al. 2015).

A aplicação do método pode ser dividida em três fases: problema decisório, estruturação e avaliação (MARINS et al., 2008). O problema decisório é estudado, em detalhes, com o foco de identificar o objetivo (critérios) baseados nas escolhas do decisor, e as alternativas para solução do problema. A estruturação envolve a disposição em decompor o problema em níveis de decisão, denominado de Estrutura Hierárquica ou Árvore de Critérios, demonstrando a relação entre o problema decisório, critérios e alternativas no processo de decisão, ilustrado na

figura 12. A estrutura hierárquica forma uma árvore invertida, cuja composição vai descendo do problema decisório para critérios, sub-critérios e alternativas, em sucessivos níveis hierárquicos (SAATY, 1990).

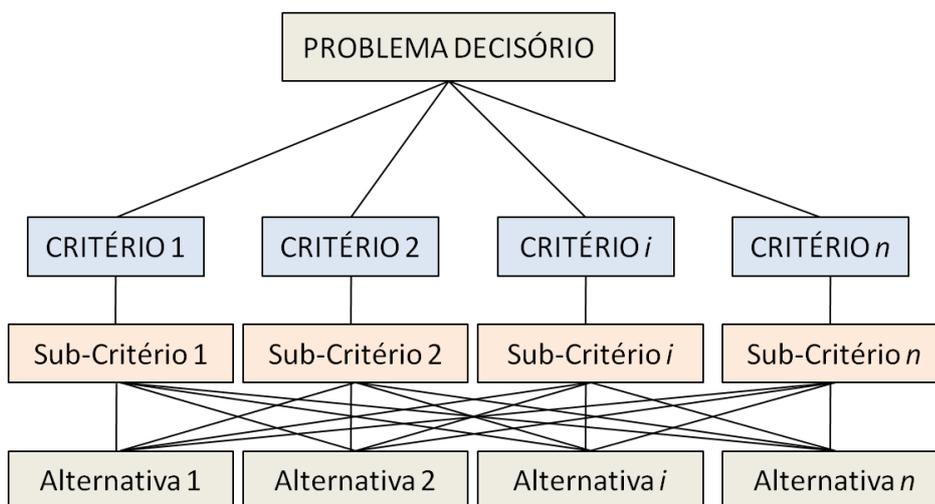


Figura 12. Estrutura Hierárquica do método AHP. Fonte: Modificado de SAATY (1991)

Uma vez definida a estrutura hierárquica, procede-se o julgamento dos decisores através de comparações par a par, tanto das alternativas sob o enfoque de cada subcritério quanto dos subcritérios e critérios em relação ao nível imediatamente superior. As opções indicadas no julgamento qualitativo dos especialistas posteriormente são convertidas em índices quantitativos utilizando uma escala própria que varia de 1 a 9, denominada Escala Fundamental, proposta por SAATY (1990). A tabela 5 ilustra a transformação dos índices qualitativos em quantitativos.

Tabela 5. Escala do julgamento de importância do Método AHP.

Valores Numéricos	Termos Verbais	Descrição
1	Igual importância	Dois alternativas contribuem igualmente para o objetivo
3	Moderadamente mais importante	Uma alternativa apresenta leve favorecimento em relação à outra
5	Fortemente mais importante	Uma alternativa apresenta forte favorecimento em relação à outra
7	Muito fortemente mais importante	Uma alternativa apresenta elevado favorecimento em relação à outra e sua dominância é demonstrada na prática
9	Extremamente mais importante	Uma alternativa é favorecida em relação à outra.
2,4,6 e 8	Valores intermediários	Condição intermediária entre duas definições.

Fonte: Modificado de SAATY (1990).

Seguindo a metodologia proposta por Saaty (1990), foi elaborado um julgamento hipotético, estruturado em três passos: (1) Construção de uma Matriz de Decisão; (2) Obtenção

dos autovalores e autovetores das matrizes de decisão; (3) Determinação da Razão de Consistência (RC) da Matriz de Decisão.

A construção da Matriz de Decisão, exemplificada na tabela 6, é realizada por meio da correlação entre os fatores de maior importância, descrito na tabela 6. Os elementos na extremidade esquerda da matriz, dispostos em colunas, quando comparados com o fator correspondente na linha superior, denotam o grau de importância que um fator exerce sobre outro.

Tabela 6. Matriz de Decisão.

<b>Critérios</b>	<b>Critério 1</b>	<b>...</b>	<b>Critério i</b>	<b>...</b>	<b>Critério n</b>
<b>Critério 1</b>	1	...	$A_{1i}$	...	$A_{1n}$
<b>...</b>	...	...	...	...	...
<b>Critério i</b>	$A_{i1}$	...	1	...	$A_{in}$
<b>....</b>	...	...	...	...	...
<b>Critério n</b>	$A_{n1}$	...	$A_{ni}$	...	1

Fonte: Adaptado de MARINS (2009).

A interseção dos elementos da Matriz de Decisão deve atender a três propriedades, segundo método proposto por SAATY (1990):

- a) *Identidade*: Os elementos da diagonal principal devem ser unitários, ou seja, para todo  $i$ , tem-se que  $A_{ii} = 1$ . O resultado expressa que na comparação de um mesmo elemento este possui igual importância na escala fundamental;
- b) *Reciprocidade*: Cada elemento abaixo da diagonal principal da Matriz de Decisão é igual ao inverso do elemento correspondente, ou seja, para todo  $i$ , tem-se que  $A_{in} = 1/A_{ni}$  ;
- c) *Consistência*: A consistência da Matriz de Decisão deve ser garantida através da transitividade. A relação de transitividade impõe que se A é preferível a B e B é preferível a C, então A é preferível a C.

A partir das condições estabelecidas a Matriz de Decisão é definida como quadrada (o número de linhas é igual ao número de colunas), recíproca (a matriz inversa é igual a transposta) e positiva, implicando na estruturação da matriz conforme matriz 1.

$$A_{nm} = \begin{pmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21}=1/a_{12} & 1 & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \dots & \vdots \\ a_{n1}=1/a_{n1} & a_{n2}=1/a_{n2} & \dots & 1 \end{pmatrix} \quad (1)$$

Camargo (2015) na determinação das áreas de maior suscetibilidade a movimento de massas no município de Angra dos Reis –RJ, fez uso do método AHP para estabelecer o grau de hierarquia dos elementos deflagradores do fenômeno aludido. O autor elencou cinco

elementos, denominados condicionantes, explicitados como: Declividade (critério 1), Geomorfologia (critério 2), Pedologia (critério 3), Uso do Solo (critério 4) e Vegetação (critério 5), gerando a construção de uma matriz 5 por 5. A construção da Matriz de Decisão é exemplificada na tabela 7.

Tabela 7. Exemplo de aplicação para uma Matriz de Decisão.

	<b>Critério 1</b>	<b>Critério 2</b>	<b>Critério 3</b>	<b>Critério 4</b>	<b>Critério 5</b>
<b>Critério 1</b>	1.00	3.00	3.00	1/3	5.00
<b>Critério 2</b>	1/3	1.00	3.00	1/3	3.00
<b>Critério 3</b>	1/3	1/3	1.00	1/7	1.00
<b>Critério 4</b>	3.00	1/3	7.00	1.00	7.00
<b>Critério 5</b>	1/5	1/5	1.00	1/7	1.00

Fonte: Adaptado de Camargo (2015).

A matriz positiva goza de algumas propriedades, sendo a mais importante para o estabelecimento do método AHP, o teorema de Perron. O teorema afirma que uma matriz quadrada positiva possui um valor próprio (autovalor) de multiplicidade 1 igual ao seu maior valor próprio. Existe, além disso, um vetor próprio (autovetor) à direita e um vetor próprio à esquerda correspondentes a um valor próprio somente com componentes positivas.

A partir do teorema proposto por Perron, Saaty (1991) realizou o cálculo do autovetor por meio de operações matriciais que consiste em elevar a matriz a potências arbitrariamente altas, dividindo-se a soma de cada linha pela soma dos elementos da matriz, ou seja, normalizando os resultados.

De acordo com Ribeiro e Alvez (2016), três procedimentos devem ser adotados para determinação do autovetor:

- Calcular o somatório dos julgamentos registrados em cada coluna da Matriz de Decisão;
- Estabelecer uma nova matriz normalizada, no qual cada elemento é dividido pelo somatório das respectiva coluna;
- Calcula-se o autovetor por meio da média aritmética dos elementos de cada linha da matriz normalizada.

A tabela 8 ilustra um exemplo de matriz de comparações paritárias preenchidas usando a escala fundamental de Saaty. A tabela 8 mostra o vetor de pesos associados a essa matriz.

Tabela 8. Vetor de Pesos (Autovetor).

<b>Classes</b>	<b>Autovetor</b>
Critério 1	<b>0,2512</b>
Critério 2	<b>0,1489</b>
Critério 3	<b>0,0618</b>
Critério 4	<b>0,3964</b>
Critério 5	<b>0,0564</b>

Fonte: Adaptado de Camargo (2015).

Para avaliação da medida de consistência do julgamento, Saaty (1991) propôs o cálculo da Razão de Consistência (RC). A RC descreve a integridade ou qualidade dos julgamentos realizados, é obtida pela razão entre o Índice de Consistência (IC) e o Índice de Consistência Aleatório (CA).

A consistência de uma matriz requer que o autovalor máximo ( $\lambda_{max}$ ) seja igual ao número de linhas (ou colunas) da matriz de comparação paritárias  $n$  (número que representa a ordem da matriz). Quanto mais próximo  $\lambda_{max}$  for de  $n$ , mais consistente será o resultado. O autovalor é calculado por meio da equação 5.

$$\lambda_{max} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{Aw_i}{w_i} \quad \text{Eq. (5)}$$

Onde:

$w_i$  corresponde aos pesos calculados (autovetor) e  $Aw_i$  é a matriz resultante do produto da Matriz de Comparação Pareada (quadro 2.6) pelo autovetor ( $w_i$ ). Observando-se os valores das somas das colunas, multiplicadas pelos valores próprios (quadro 2.7), o resultado do autovalor pode ser expresso como  $\lambda_{max} = 5,020$ .

O Índice de Consistência de uma matriz de comparações paritárias indica o afastamento do autovalor de um valor teórico esperado  $n$ , e esse desvio é dado pela expressão ( $\lambda_{max} - n$ ). Essa diferença é medida em relação ao número de graus de liberdade da matriz ( $n - 1$ ). O índice de consistência é calculado conforme a equação 6.

$$IC = (\lambda_{max} - n) / (n - 1) \quad \text{Eq. (6)}$$

Gerando como Índice de Consistência  $IC = 0,06$ .

Para determinação da Razão de Consistência (RC), o índice de consistência (IC) é comparado com o Índice de Consistência Aleatório (CA) visando determinar a qualidade do julgamento realizado. A Razão de Consistência é calculada conforme equação 7.

$$RC = IC / CA \quad \text{Eq. (7)}$$

O Índice de Consistência aleatória (CA) representa o valor que seria obtido em uma matriz de comparação paritária de ordem  $n$ , em que não fossem realizados julgamentos lógicos, preenchendo-se os elementos com valores aleatórios. A determinação do CA foi realizada para

uma amostra de 500 matrizes recíprocas positivas, de ordem de até 11 por 11, geradas aleatoriamente, encontrando os valores apresentados na tabela 9.

Tabela 9. Índice de Consistência Aleatória em função da Matriz 11 por 11.

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
CA	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51

Fonte: Adaptado de Saat (1991).

De acordo com Saaty (1991), quando a razão de consistência for inferior a 0,1 a razão coeficientes de ponderação são aceitáveis, caso contrário uma reavaliação dos Julgamentos é exigida. A RC na aplicação do AHP no objeto de exemplo estudo foi de 0,07, o que transmitiu consistência lógica para os resultado obtidos.

## 2.9. O conceito de Suscetibilidade

No âmbito das geociências aplicadas, o conceito de suscetibilidade é a predisposição ou propensão dos terrenos ao desenvolvimento de um fenômeno ou processo adverso do meio físico (BITAR, 2014), como os deslizamentos, incêndios florestais e inundações, podendo ser expressa segundo classes de probabilidade de ocorrência independente dos fatores sociais, mas tendo a sociedade como elemento de interferência que acelera ou retarda (GIRÃO et al., 2018).

Neste sentido, uma área que apresenta características que favoreçam, por exemplo, a ocorrência de queimadas, como as severidades positivas e negativas nas anomalias das chuvas locais e o predomínio de pastagens, pode ser considerada propensa ao surgimento de queimadas, independente de previsão acerca de quando poderá ocorrer um evento e tampouco do grau de certeza atribuível a essa possibilidade. A biomassa disponível para queima e as condições meteorológicas locais, se salienta, então, como fatores predisponentes ao desenvolvimento do processo e, por essa razão, passível de inclusão entre os parâmetros necessários à análise de suscetibilidade. Evidencia-se, assim, o vínculo entre fatores predisponentes e propensão dos terrenos a processos, base para a compreensão e aplicação do conceito de suscetibilidade (BITAR, 2014) onde a ação humana atua como ferramenta de modificação da dinâmica natural.

## CAPÍTULO 3

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica do estudo integra diferentes abordagens que embasaram a pesquisa, e contribuíram para estabelecer o arcabouço científico construído sobre o tema e seus desdobramentos. Nesta perspectiva, foram relacionadas discussões sobre os problemas associados à suscetibilidade aos incêndios; e a queima da biomassa da cana-de-açúcar, cujos aspectos e fatores da emissão de poluentes foram inclusos; bem como o contexto das metodologias utilizadas, como a aplicação das geotecnologias de SR e SIG, ferramentas que em conjunto com técnicas baseadas no método AHP e análises estatísticas, serviram de suporte à elaboração dos principais resultados do estudo e análises associadas.

A tabela 10 resume a abordagem dos temas utilizados como referências, e que ajudaram a embasar e discutir as perspectivas sobre as abordagens relacionadas.

Tabela 10. Revisão bibliográfica com as diferentes abordagens sobre os temas que fundamentaram a pesquisa.

Tema Geral	Subtema		Referência
Geotecnologias	Sensoriamento Remoto		Olvera-Vargas & Aguilar-Rivera (2021), Poortinga et al. (2021), Santos et al. (2021), Mataveli et al. (2017), França et al. (2014), Korontzi et al. (2012), Aguiar et al. (2011)
	SR	Índice Espectral NBR	Olvera-Vargas & Aguilar-Rivera (2021), Junpen et al. (2020), Silva (2017), Silva & Baptista (2015)
		Índice Espectral dNBR	Gholinejad & Khesali (2021), Baloloy et al. (2016), Rosan & Alcântara (2015), Silva & Baptista (2015), McCarty et al. (2009)
	SIG	SIG	Zhou et al. (2017), Mugica-Alvarez et al. (2017), Irfan et al. (2015)
Análise Estatística	Componentes de Tendência		Valente & Laurini (2021)
	Correlação de Pearson		Vargas et al. (2021), Souza et al. (2014)
	Correlação de Spearman		Arbex et al. (2014)
	Estatística Descritiva		Silveira et al. (2013)
	Estatística Multivariada: Análise de Componentes Principais (ACP)		Mugica-Alvarez et al. (2015)
	Modelo de regressão de Poisson		Arbex et al. (2014)
Impactos	Qualidade do Ar		Seares et al. (2021), Shikwambana et al. (2021), De Araujo et al. (2020), Matsuda et al. (2020), Flores-Jiménez et al. (2019)
	Gases de Efeito Estufa - GEE		Perillo et al. (2021), Pryor et al. (2017), Acreche et al. (2014), Sornpoon et al. (2013), Bordonal et al. (2013)
	Saúde		Alemayehu & Lantinga (2018), Du et al. (2018), Pestana et al. (2017), Le Blond et al. (2017), Mauro et al. (2015)
Outros	Fatores de Emissão		Silva et al. (2010), Cristale et al. (2012), Hall et al. (2012), Zhang et al. (2013), Galdos et al. (2013), Sornpoon et al. (2014), Mugica-Álvarez et al. (2018)
	ODS		Martin (2019)
	Suscetibilidade		Camargo et al. (2022)

Fonte: Autor

Esse conjunto de temas foi relacionado a partir de diferentes artigos científicos, pesquisados em 287 publicações consultadas, em forma de meta-análise, dos quais: 130

relacionadas aos incêndios ocorridos em florestas, 157 referentes aos incêndios na agricultura, dos quais 106 estão exclusivamente associados à queima da biomassa da cana-de-açúcar, onde 23 relacionam-se às geotecnologias (10 - sensoriamento remoto, e 13 - sistemas de informação geográfica), 13 à análise estatística, 7 aos fatores de emissão, e 63 aos impactos causados: pela qualidade do ar: 26; GEE: 7; e saúde: 30; cuja espacialização em nível mundial é apresentada na Figura 13. Nesta meta-análise, o tema suscetibilidade não foi contemplado.

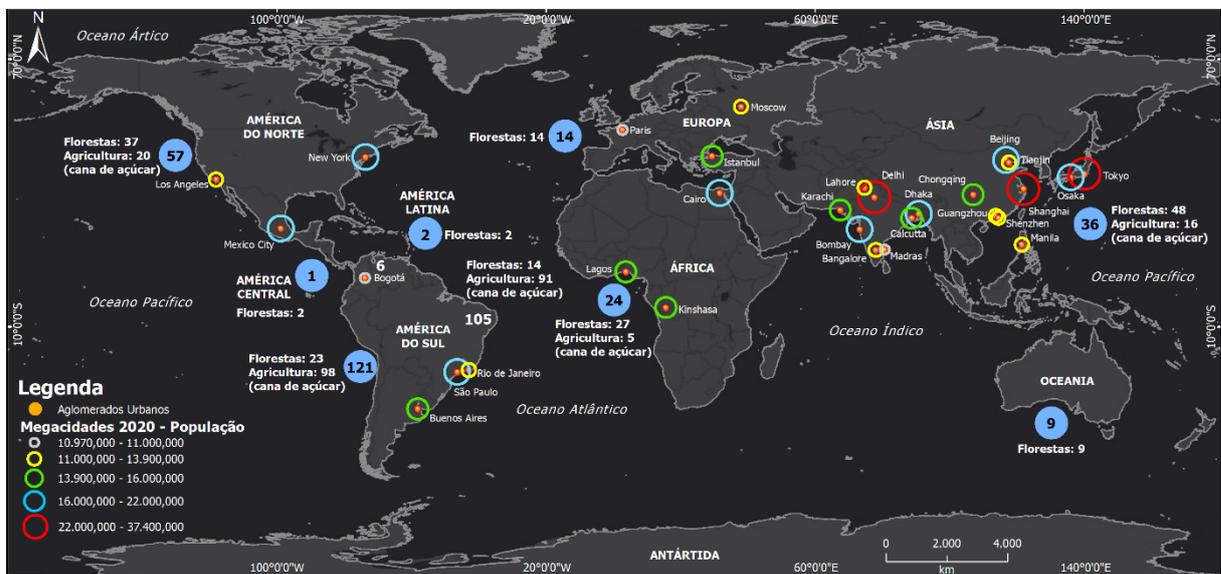


Figura 13. Enquadramento mundial de estudos sobre os temas revisados/utilizados na pesquisa. Fonte: Autor

### 3.1. Geotecnologias

As geotecnologias fornecem dados para análise das variáveis que integram os incêndios: fontes de ignição, estado e abundância do combustível, topografia e condições meteorológicas que influenciam a propagação dos incêndios. À vista disso, são apresentadas pesquisas que abordam o tema proposto.

#### 3.1.1. Sensoriamento Remoto (SR)

O sensoriamento remoto possibilita a aquisição de dados globais e sua aplicação relacionada, tanto à suscetibilidade ao surgimento de focos de calor quanto ao cultivo da cana-de-açúcar e seus desdobramentos, se destaca em pesquisas nacionais e internacionais, entre as quais:

##### 3.1.1.1. Suscetibilidade aos incêndios e SR

Mohajane et al. (2021) desenvolveram cinco algoritmos híbridos de aprendizado de máquina: Frequency Ratio-Multilayer Perceptron (FR-MLP), Frequency Ratio-Logistic

Regression (FR-LR), Frequency Ratio-Classification and Regression Tree (FR-CART), Frequency Ratio-Logistic Regression (FR-LR), Frequency Ratio-Classification and Regression Tree (FR-CART), Frequency Ratio-Logistic Regression Ratio-Support Vector Machine (FR-SVM) e Frequency Ratio-Random Forest (FR-RF); para o mapeamento da suscetibilidade aos incêndios florestais no norte de Marrocos.

Adab et al. (2021) desenvolveram um índice de probabilidade de incêndio (pré-ignição calor -  $Q_{IG}$ ) baseado na eficiência e eficácia dos sistemas de alerta precoce de imagens de satélite na prevenção e mitigação de incêndios, tornando-se uma ferramenta útil para a tomada de decisão no gerenciamento de incêndios em tempo quase real.

Iban & Sekertekin (2022), baseados em Machine Learning (ML) e o uso de pixels de incêndios ativos derivados de composições MCD14ML mensais do sensor MODIS, geraram mapas de suscetibilidade a incêndios florestais nas províncias de Adana e Mersin, Turquia. Sete abordagens de desempenho de ML subsidiaram a elaboração dos mapas: Regressão Logística (LR) autônoma, Máquina de Vetor de Suporte (SVM), Análise Discriminante Linear (LDA) e algoritmos de conjunto, ou seja, Random Forest (RF), Gradient Boosting (GB), eXtreme Gradient Boosting (XGB) e AdaBoost (AB); avaliadas com base no mapeamento da suscetibilidade aos incêndios florestais.

### **3.1.1.2. Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar e SR**

Olvera-Vargas & Aguilar-Rivera (2021) utilizaram imagens de satélite de alta e baixa resolução espacial em estudos na região de Huasteca Potosina, México, durante o período 2010-2020. Imagens MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) avaliaram áreas queimadas de cana-de-açúcar impactadas pela seca e as anomalias térmicas. Imagens Landsat 8 OLI calcularam e monitoraram as áreas queimadas, em plantações de cana-de-açúcar, florestas perimetrais e florestas tropicais.

Poortinga et al. (2021) aplicaram tecnologias de *deep learning* habilitadas para nuvem em escala, usando imagens de satélite de alta resolução e a plataforma Google Earth Engine (GEE) para mapear áreas de cana-de-açúcar, visando a redução das queimadas agrícolas e a poluição do ar na Tailândia. Baseados em uma rede MobileNetV2 leve, foram usadas três estratégias no mapeamento da cana-de-açúcar: teste da rede usando os canais RGB em uma rede pré-treinada (RGBt); canais RGB com pesos inicializados aleatoriamente (RGBr); e canais RGB e infravermelho próximo modelados com pesos inicializados aleatoriamente (RGBN). Comparou-se diferentes indicadores de desempenho do modelo e conjunto de dados de validação independente.

Um conjunto de dados hiperespectrais e imagens de satélite Sentinel-2 simulado foram aplicados em estudos desenvolvidos por Santos et al. (2021), na região de Araraquara (São Paulo), para identificar características relacionadas aos resíduos de cana-de-açúcar, visando o seu manejo intensivo. Os principais resultados mostraram que a análise espectral pode auxiliar em estudos para melhorar os índices de manejo do solo.

Mataveli et al. (2017), visando quantificar a redução de CO<sub>2</sub> oriundos das emissões da queima da pré-colheita da cana-de-açúcar entre 2008 e 2014 no estado de São Paulo, no contexto do Protocolo do Etanol Verde (PEV), que propõe o fim da queima da pré-colheita da cana no estado de São Paulo, utilizaram dados de sensoriamento remoto orbital multiplataforma e o método baseado em Fire Radiative Power (FRP). Os resultados mostraram diminuição nas estimativas obtidas: o total anual de CO<sub>2</sub> emitido em 2014 foi de 5,2% das emissões anuais em 2008 e 4,1% das emissões totais em 2010, sendo possível concluir que o PEV apresenta resultados positivos na redução das emissões de CO<sub>2</sub> associadas à queima da pré-colheita da cana-de-açúcar no estado de São Paulo.

França et al. (2014), com base em dados de sensoriamento remoto e fatores de emissão e combustão da queima da palha da cana-de-açúcar, geraram um inventário de emissões da queima da pré-colheita da cana-de-açúcar no estado de São Paulo, entre 2006 a 2011, visando contribuir para a melhoria das estimativas das emissões causadas. O inventário foi gerado com base no sistema PREP-CHEM-SRC, por meio do Modelo Brasileiro de Emissões de Queima de Biomassa - 3BEM (Longo et al., 2010), ferramenta numérica usada para gerar emissões de queima de biomassa para alimentar modelos de qualidade do ar usando locais de incêndio ou energia radiativa de incêndios (Pereira et al., 2009), e que permite o uso de vários bancos de dados de produtos de incêndio, combinados através de um algoritmo de filtro para evitar a contagem dupla do mesmo incêndio, eliminando incêndios adicionais dentro de um círculo com raio de 1 km, cuja combinação desses produtos de incêndio é usada para minimizar a falta de detecção de incêndio por sensoriamento remoto. Os mapas de detecção de incêndio obtidos por sensoriamento remoto são combinados com um mapa de cobertura do solo de resolução espacial de 1 km. Cada tipo de biomassa queimada é associado a parâmetros específicos: FE (Fator de Emissão) e FC (Fator de Combustão). Comparou-se as emissões estimadas com os inventários globais de emissão de queima de biomassa disponíveis na literatura: Global Fire Assimilation System versão 1.0 (GFASv1.0), Global Fire Emissions Database versão 3.1 (GFED3) e Fire INventory do NCAR versão 1.0 (FINNv1).

Aguiar et al. (2011), entre 2006 e 2010, a partir de imagens de satélite fizeram o monitoramento contínuo da colheita da cana-de-açúcar para apoiar e avaliar o Protocolo

Ambiental (Protocolo “Etanol Verde), auxiliando os tomadores de decisão no estabelecimento de políticas públicas para o cumprimento dos objetivos previstos no Protocolo. Adotou-se a técnica de interpretação visual de imagens para identificar e mapear os dois tipos de práticas de colheita da cana-de-açúcar (CV - colheita verde; e QP - queima pré-colheita). Utilizou-se imagens Landsat-5, sensor Thematic Mapper (TM), e imagens de outros sensores adquiridos pela estação terrestre do INPE em Cuiabá, MT.

Korontzi et al. (2006) avaliaram a queima nas áreas de cultivo da região do Vale do Rio Mississippi, cujas queimadas agrícolas, responsáveis por cerca de um terço de todas as queimadas locais, foram consideradas importante contribuinte para os incêndios na região. Resultados mostraram que, através de imagens do sensor MODIS Aqua (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), os padrões sazonais e diurnos na atividade de incêndios agrícolas detectados foram apoiados por práticas de manejo de culturas conhecidas na região, com os dados MODIS fornecendo meios importantes para caracterizar e monitorar a dinâmica e as práticas de manejo dos incêndios oriundo de atividades agrícolas.

#### **3.1.1.1. Índices Espectrais: NBR & dNBR**

Enquanto produtos das metodologias de sensoriamento remoto e geotecnologias, os índices espectrais associados são importantes para a avaliação de problemas relacionados às queimadas, como o NBR (*Normalized Burn Ratio*), projetado para identificar áreas queimadas, e dNBR (*Differenced Normalized Burn Ratio*), usado para estimar a severidade da queima, onde o valor mais alto indica danos mais graves, e valores negativos podem indicar rebrota após um incêndio.

#### **3.3.2.1. Suscetibilidade aos Incêndios e Índices Espectrais: NBR & dNBR**

Van Gerrevink & Veraverbeke (2021) compararam o desempenho do dNBR e o dNDVI na estimativa da severidade dos incêndios em dois incêndios na Califórnia. Os resultados apontam um melhor desempenho do dNBR, o que indica a robustez do método para estimar e comparar a severidade dos incêndios em grandes regiões.

Santos et al. (2021) caracterizaram a severidade e a rebrota de queimadas em áreas atingidas por incêndios no Parque Nacional da Chapada Diamantina (estado da Bahia, Brasil) e seu entorno, através dos índices espectrais delta Normalized Burnt ratio (dNBR) e a Relative differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR). Ambos os índices apresentaram desempenho satisfatório na área de estudo e podem ser utilizados para avaliar a rebrota da vegetação.

Tran et al. (2018) avaliaram 10 índices espectrais em oito áreas queimadas por incêndios florestais no sudeste da Austrália, em 1998, 2006, 2007 e 2009. Os resultados demonstram que a severidade dos incêndios em florestas ombrófilas e de rebrota foi mapeada com mais precisão, usando o delta Normalized Burnt Ratio (dNBR). Em contraste, dNDVI (delta do índice de vegetação de diferença normalizada) teve melhor desempenho para florestas ombrófilas com respostas mistas aos incêndios (rebrotadoras e semeadoras), e dNDWI (delta do índice de água de diferença normalizada) foi mais preciso em plantações. O índice espectral ótimo para quantificar a severidade dos incêndios varia com o tipo de floresta, havendo espaço para agrupar as florestas por estrutura e estratégia de regeneração dos incêndios visando simplificar a classificação da severidade dos incêndios em paisagens florestais heterogêneas.

### **3.3.2.1. Queima da Biomassa da Cana-de-açúcar e Índices Espectrais: NBR & dNBR**

Silva (2017) quantificou as áreas com ocorrência de queimadas, mediante o uso de cenas do satélite Landsat – 8 entre agosto e setembro de 2014 e 2015, no município de Lábrea, região do sul do Estado do Amazonas. Utilizou-se técnicas de sensoriamento remoto, divididas em pré e pós-processamento. No pré-processamento, calibração radiométrica, correção atmosférica, conversão de valores de reflectância e remoção de ruídos foram aplicadas. No pós-processamento foram gerados os índices de Vegetação por Diferença Normalizada – NDVI, e Índice de Queimada Normalizada – NBR, composição de imagens, interpretação, mapeamento, quantificação e comportamento espectral da vegetação. Após a aplicação dos índices de vegetação, houve alteração de reflectância da superfície após queimadas, refletindo a maior quantidade de energia nas faixas do vermelho e azul, cujo índice de vegetação NBR teve maior potencial para distinguir as áreas queimadas de outros tipos de vegetação.

Gholinejad & Khesali (2021) implementaram um procedimento automático, com base na análise do ponto de mudança para identificar limiares da taxa de queima normalizada diferenciada (dNBR) e dNBR2, classificando os níveis de gravidade de queima, com aplicações no Alasca e Califórnia (Estados Unidos), e na área protegida de Khaeiz (Irã).

Rosan & Alcântara (2015) avaliaram o potencial do índice dNBR na detecção de áreas queimadas e a gravidade de incêndios, mediante o uso de duas cenas do sensor OLI, a bordo do satélite Landsat-8, entre junho e agosto de 2013. Com o objetivo de minimizar os erros atmosféricos provenientes da aquisição de dados do sensor, foi utilizado o algoritmo QUAC (Quick Atmospheric Correction) e a normalização radiométrica das cenas obtidas. Os resultados obtidos apontaram eficiência na aplicação do índice  $\Delta$ NBR, justificado pela ótima distinção entre áreas afetadas pelos incêndios, com alta severidade, áreas não queimadas e áreas

com rebrota da vegetação. O índice  $\Delta$ NBR apresentou bom desempenho na delimitação das cicatrizes de queimadas.

Silva & Baptista (2015) estimaram e quantificaram a biomassa perdida e o grau de severidade da área queimada na Estação Ecológica de Águas de Emendadas (ESEC –AE), a partir de cenas do satélite Landsat – 8, anos 2013 e 2014. A partir das imagens, foram calculados os índices espectrais NBR, com o propósito de identificar as áreas queimadas e sua severidade, e o dNBR para avaliar a extensão e severidade das áreas queimadas. Posteriormente, foi aplicado o RdNBR (Relative Differenced Normalized Burn Ratio), cujos resultados obtidos denotam uma maior precisão frente a comparação com o  $\Delta$ NBR, devido a melhor caracterização de áreas queimadas. O RdNBR não subestimou áreas queimadas em coberturas vegetais de menor densidade.

McCarty et al. (2009), a partir do uso de cinco anos de dados de satélite, mapearam a localização e a extensão da área de queima de resíduos agrícolas, combinando dados de espectrorradiômetro de imagem de resolução moderada (MODIS) de 500 m de proporção de queima normalizada (dNBR) em regiões dos Estados Unidos: Arkansas, Califórnia, Colorado, Flórida, Idaho, Kansas, Louisiana, Dakota do Norte, Oklahoma, Oregon, Dakota do Sul, Texas e Washington. Os resultados mostram que a queima de áreas agrícolas é um evento anual extenso e recorrente em vários estados, onde em média, 1.239.000 ha de áreas agrícolas são queimadas, equivalendo a 43% da área média anual de incêndios nos EUA. A abordagem fornece uma metodologia consistente para quantificar a área queimada de terras agrícolas em escalas regionais do que as estatísticas nacionais e estaduais disponíveis anteriormente sobre a queima de resíduos agrícolas.

Olvera-Vargas & Aguilar-Rivera (2021) determinaram os padrões de distribuição dos incêndios florestais e seu impacto nas florestas e áreas de floresta tropical próximas às plantações de cana-de-açúcar no México. Entre 2010 e 2020, foram usadas imagens de satélite de alta e baixa resolução espacial do sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), para mensurar áreas queimadas de cana-de-açúcar impactadas pela seca e avaliar anomalias térmicas, e do Landsat 8 OLI, usado para calcular e monitorar áreas queimadas em plantações de cana-de-açúcar, florestas perimetrais e florestas tropicais.

Junpen et al. (2020) calcularam os inventários de emissões da queima da cana-de-açúcar na pré-colheita, durante as safras de produção 2007/08 – 2018/19 na Tailândia, e estimaram as emissões futuras de poluição do ar, comparando a quantidade de emissões de poluição do ar no cenário de queima da cana-de-açúcar na pré-colheita e no cenário de implementação da medida governamental de redução da queima da cana-de-açúcar nas safras 2019/20 – 2022/23. Foram

utilizadas imagens Landsat 8, resolução de 30 m, e a taxa de queima normalizada (NBR) foi aplicada para avaliar a área de queima mapeada pelas imagens de satélite.

Baloloy et al. (2016) empregaram um método para detectar a área de queima da cana-de-açúcar e determinar a severidade da queima através da Taxa de Queima Normalizada Diferenciada (dNBR) usando imagens Landsat 8 em Tarlac, Filipinas. A área total queimada foi calculada por severidade de queima com base em imagens pré e pós-incêndios. Resultados mostraram que 75,38% do total de canaviais foram queimados com rebrota pós-incêndios; 16,61% foram queimados recentemente; e apenas 8,01% não foram queimados. O dNBR mensal de fevereiro a março gerou a maior área com queima de baixa severidade (1.436 ha) e queima de alta severidade (31,14 ha), devido à queima pré-colheita. A rebrota pós-incêndios foi maior de abril a maio, quando áreas anteriormente queimadas foram replantadas com cana-de-açúcar. O dNBR máximo de todo o final da estação de moagem (fevereiro a maio) registrou maior extensão de áreas com alta e baixa rebrota pós-incêndios, em comparação com áreas com severidade de queima baixa, moderada e alta. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi usado para analisar a dinâmica da vegetação entre as classes de severidade de queima. Correlação positiva significativa,  $\rho = 0,99$ , foi observada entre dNBR e dNDVI ao nível de 5% ( $p = 0,004$ ). Uma precisão de 89,03% foi calculada para o NBR derivado do Landsat validado, usando dados reais da fábrica para o ano-safra de 2015-2016.

### **3.1.2. Sistemas de Informação Geográfica (SIG)**

O uso dos SIG possibilita a integração de dados relacionados ao espaço geográfico e viabilizando sua análise para a tomada de decisão. Nesta sequência, pesquisas associadas a aplicação dos SIGs na susceptibilidade aos incêndios e a queima da cana-de-açúcar são abordadas.

#### **3.1.2.1. Suscetibilidade aos Incêndios e SIG**

Leuenberger et al. (2018) aplicaram métodos não lineares para mapear a susceptibilidade a incêndios florestais numa região altamente vulnerável de Portugal, comparando abordagens estocásticas de máquina de aprendizagem extrema e floresta aleatória a um método determinístico baseado na localização de pixels com susceptibilidade padronizada semelhante e área total queimada.

Srivastava et al. (2020) usaram a taxa de queima normalizada (NBR) calculada a partir de dados do Landsat TM5 para identificar áreas na Índia com alta gravidade e probabilidade de

incêndios florestais. Os vários atributos considerados foram incorporados numa avaliação multicritério (MCA), permitindo a previsão de zonas propensas a incêndios.

Eslami et al. (2021) desenvolveram Mapas de Suscetibilidade a Incêndios Florestais da Bacia do Rio Babolrood, no Irã, usando métodos florestais aleatórios, redes neurais artificiais e modelos de regressão logística.

Ager et al. (2021) usaram modelos de planejamento para reduzir os riscos de incêndio em 76 florestas nacionais (58 milhões de ha) em 15 estados do oeste e centro dos EUA. O ForSys foi usado para recuperação de áreas afetadas e o FSim para simulação de incêndios em grande escala. Os métodos enfatizam o uso do planejamento de cenários na análise e comunicação de iniciativas de manejo de incêndios florestais.

Bergonse et al. (2021) avaliaram a prevenção de potenciais áreas queimadas em Portugal para um determinado ano e antes da época crítica de incêndios utilizando modelos de regressão logística que combinam a suscetibilidade a incêndios florestais com um índice meteorológico de condições primaveris. O modelo pode ser utilizado para otimizar e alocar recursos humanos e materiais em atividades como prevenção, detecção precoce e supressão.

Sivrikaya & Küçük (2022) criaram mapas de risco de incêndios florestais no Mediterrâneo oriental da Turquia usando GIS-MCDA, processo de hierarquia analítica (AHP) e índice estatístico (SI).

### **3.1.2.2. Queima da Biomassa da Cana-de-açúcar e SIG**

Zhou et al. (2017) desenvolveram na China um inventário de emissão de queima de biomassa que inclui: queima de palha doméstica e no campo, queima de lenha, queima de excrementos de gado e queimadas em florestas e pastagens. Base de dados de atividades locais, dados de satélite e fatores de emissão específicos da fonte (EFs) foram utilizadas. Considerando uma grade de  $1 \times 1 \text{ km}^2$ , o inventário foi gerado usando um SIG. Diferentes informações relacionadas à estimativa de emissão foram obtidas através da investigação de campo, pesquisa sistemática e análise de dados estatísticos (proporção específica da província de queima de palha doméstica e no campo, quantidades detalhadas de queima de lenha, coeficiente de distribuição temporal desigual). O inventário inclui os principais precursores de poluição complexa, gases de efeito estufa e metais pesados liberados pela queima de biomassa, cujos respectivos resultados das emissões em 2012 foram:  $\text{SO}_2$  (336,8 Gg),  $\text{NO}_x$  (990,7 Gg),  $\text{MP}_{10}$  (3728,3 Gg),  $\text{MP}_{2,5}$  (3526,7 Gg), NMVOC (3474,2 Gg),  $\text{NH}_3$  (401,2 Gg), CO (34 380,4 Gg), EC (369,7 Gg), OC (1189,5 Gg),  $\text{CO}_2$  (675 299,0 Gg),  $\text{CH}_4$  (2092,4 Gg) e Hg (4,12 Mg). As fontes identificadas como dominantes de queima de biomassa foram: queima de palha

doméstica, queima de palha no campo e queima de lenha. A queima doméstica de palha foi a maior fonte de emissões de queima de biomassa para todos os poluentes considerados, exceto NH<sub>3</sub>, CE (lenha) e NO<sub>x</sub> (palha no campo). Milho, arroz e trigo representaram as principais palhas das colheitas. A emissão combinada desses três tipos de palha foi responsável por 80% das emissões totais da palha queimada para cada poluente específico mencionado no estudo.

Mugica-Alvarez et al. (2017), a partir de três campanhas de monitoramento atmosférico realizadas em Zacatepec, México, e através de dados obtidos que calibraram um modelo gaussiano embutido em um SIG para modelar um banco de dados de queima na região, identificaram durante a colheita da cana-de-açúcar e a operação da usina, aumento das concentrações de material particulado (MP) de três a cinco vezes mais, respectivamente para MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub>, em relação ao período sem o processo agroindustrial. Concentrações de MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> diminuíram entre 39 e 43% quando as atividades de queima de biomassa pararam. Medições de 17 hidrocarbonetos policíclicos aromáticos apresentaram maiores concentrações nos períodos de queima e operação da usina, onde os mais abundantes corresponderam aos de maior peso molecular, apresentando propriedades carcinogênicas. Os mapas de concentrações de partículas e equivalentes de benzo pireno obtidos permitiram determinar as populações mais expostas, subsidiando políticas associadas às condições adequadas de queima na agricultura, e a conveniência de continuidade desta prática.

Irfan et al. (2015) aplicaram SIG para alocar as emissões de poluentes em nível distrital em províncias do Paquistão (Punjab e Sindh) dominadas pela agricultura. Foram elaborados mapas de emissões totais para cada poluente: CO, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, CE e OC; incluindo cana-de-açúcar, palha de trigo, palha de arroz e palha de algodão. Caracterizou-se um inventário de emissões de poluentes da queima de resíduos de safra no Paquistão para o ano 2006/2007. As emissões totais de poluentes na província de Punjab produziu: CO (966,49 Gg), CO<sub>2</sub> (11.986 Gg), SO<sub>2</sub> (5,35 Gg), NO<sub>x</sub> (25,56 Gg), CH<sub>4</sub> (31,86 Gg), NH<sub>3</sub> (8,03 Gg), EC (4,52 Gg) e OC (12,77 Gg); referentes à queima de palha de trigo, palha de arroz, bagaço e palha de algodão. As respectivas emissões totais da província de Sindh foram: CO (214,19 Gg), CO<sub>2</sub> (2804 Gg), SO<sub>2</sub> (1,15 Gg), NO<sub>x</sub> (5,95 Gg), CH<sub>4</sub> (9,36 Gg), NH<sub>3</sub> (3,11 Gg), EC (1,19 Gg) e OC (4,32 Gg). As emissões totais das duas províncias alcançaram 16.084,04 Gg (16,08 Tg) para o ano de 2006/2007. Em ambas as províncias, a palha de trigo foi a fonte dominante de CO, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e emissões de CE. A palha de arroz foi estimada como a maior fonte de NH<sub>3</sub> na província de Punjab. Para as emissões de CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, EC e OC, as províncias de Punjab e Sindh diferiram acentuadamente quanto à participação dos resíduos da cultura nas emissões de poluentes.

### **3.2. Análise Hierárquica de Processos (AHP)**

A metodologia AHP fornece um procedimento abrangente para estruturar um problema, representar e quantificar elementos, e avaliar soluções alternativas, sendo utilizado em situações de decisões, contexto em que em temas como os incêndios encontra aplicação.

#### **3.3.2.1. Suscetibilidade aos Incêndios e AHP**

Van Hoang et al. (2020) mapearam o risco a incêndios florestais na província de Son La, noroeste do Vietnã. Integrando Sistemas de Informações Geográficas, através da relação de múltiplas camadas de informação natural, social e econômica, hierarquizadas pelo método AHP, produziu-se o mapa de suscetibilidade a incêndios florestais na região.

Tiwari et al. (2021) avaliaram comparativamente técnicas de modelagem de Razão de Frequência (RF), Analytic Hierarchy Process (AHP) e Fuzzy AHP (FAHP) no mapeamento da suscetibilidade a incêndios florestais em Pauri Garhwal, Uttarakhand - Índia. O mapeamento foi realizado com base em critérios topográficos, meteorológicos e ambientais, onde a curva de Característica Operacional do Receptor e a Área Sob a Curva (AUC) foi implementada para validação de três Mapas de Suscetibilidade a Incêndios Florestais alcançados, resultado eo desenvolvimento de estratégias mais eficientes de manejo dos incêndios em áreas de floresta.

Sari (2021) determinou áreas são mais propensas a incêndios florestais na província de Muğla, Turquia, região que possui 90% da produção total de mel de pinho no mundo. Correlacionou-se parâmetros ambientais, florestais, topográficos, econômicos e meteorológicos, onde o peso de cada critério foi determinado pelo método AHP e os mapas de suscetibilidade foram construídos pelos métodos TOPSIS e VIKOR. Os resultados foram convergentes com eventos pretéritos, sendo relevantes no processo de tomada de decisão.

#### **3.3.2.1. Queima da Biomassa da Cana-de-açúcar e AHP**

Jiménez Borges et al. (2020) identificaram áreas aptas para a produção de energia derivados dos resíduos oriundos da produção de cana-de-açúcar, mediante a combinação hierarquizada pelo método AHP, baseando-se em três fatores: topografia, área cultivada e acessibilidade. Os resultados representaram um passo inicial no apoio ao aproveitamento dos resíduos da cana-de-açúcar para atender a demanda de energia em áreas remotas.

### **3.2. Análise Estatística**

A análise estatística fornece a base teórica para extração de conhecimento dos dados na presença de variabilidade e incertezas, a fim de obter informações. Neste sentido, diferentes técnicas como: correlações (Pearson e Spearman), modelos de regressão, e estatística descritiva e multivariada, tem sido utilizado em pesquisas no âmbito nacional e internacional.

### **3.3.2.1. Suscetibilidade aos Incêndios e Análise Estatística**

Moayed et al. (2020) aplicaram técnicas de aprendizado de máquina, baseados em sistemas adaptativos de inferência neuro-fuzzy incorporados com algoritmo genético, otimização de enxame de partículas e algoritmos evolutivos de evolução diferencial. Utilizando 151 pontos de incêndios florestais para validação dos resultados alcançados, foi produzido um mapa de suscetibilidade a incêndios florestais no Irã.

Camargo et al. (2022), com base no mapeamento dos focos de calor no estado do Rio de Janeiro - Brasil, identificaram áreas suscetíveis aos incêndios, a partir do monitoramento de satélites e de informações topográficas, antropogênicas, meteorológicas e hidrológicas, gerando mapas de suscetibilidade dos períodos anual, verão e inverno. Foram aplicadas ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas, metodologia AHP e análise estatística para validação dos resultados alcançados.

Abdo et al. (2022) compararam técnicas de Razão de Frequência (RF) e Análise Hierárquica de Processo (AHP) para identificar quais regiões são mais suscetíveis aos incêndios florestais na região de Al-Draikich, oeste da Síria. Os resultados mostraram que a RF com  $AUC = 0.864$  obteve maior precisão em relação ao método AHP com  $AUC = 0.838$ , fornecendo estratégias de manejo florestal na área de estudo.

### **3.3.2.1. Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar e Análise Estatística**

Valente & Laurini (2021) analisaram estatisticamente os impactos ambientais relacionados à queima da pré-colheita da cana-de-açúcar. Avaliando as ocorrências de incêndios detectados por satélite, estimou-se a dinâmica espaço-temporal, utilizando uma representação estrutural de processo de Cox log-Gaussiano, decompondo-se a função de intensidade em componentes de tendência, sazonalidade, ciclos, covariáveis e efeitos espaciais. Os resultados evidenciam que o componente de tendência reflete a redução consistente das ocorrências de incêndios, sugerindo a eficiência das ações de mitigação implementadas no estado de São Paulo, e indicando um avanço permanente na sustentabilidade ambiental desta forma de produção.

Vargas et al. (2021) avaliaram a influência do clima na distribuição de  $MP_{10}$  provenientes de eventos de queima controlada de cana-de-açúcar na Colômbia. A partir de 21 eventos realizados entre 13 e 23 h, o monitoramento do comportamento do  $MP_{10}$  considerou dados de 34 estações meteorológicas, 5 estações  $MP_{10}$  e imagens de satélite (produtos MYD04\_3K e AERDB-L2). Vários métodos usados identificaram a relação dos padrões entre partículas e variáveis meteorológicas: correlação de Pearson, variação no tempo e a coerência de ondas. Os resultados não mostraram relação linear entre as variáveis meteorológicas e  $MP_{10}$ . Contudo, quando a variação foi realizada ao longo do tempo, observou-se um padrão de comportamento que mostra uma relação entre o  $MP_{10}$  e as variáveis velocidade do vento e umidade relativa. A coerência wavelet indicou uma relação entre  $MP_{10}$  e a radiação solar variável, identificando altos níveis de significância em períodos de 1 - 6 h, não visualizados com a variação ao longo do tempo.

Mugica-Alvarez et al. (2015) avaliaram as emissões de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) derivados da queima e processamento da cana-de-açúcar em Chiapas e Morelos, México. Considerando uma melhor identificação das fontes mais importantes de HAP nas áreas de estudo, a técnica estatística multivariada de Análise de Componentes Principais (ACP) foi aplicada como primeira abordagem, cujo método identifica a correlação de HPAs (variáveis) individuais, agrupando-os em componentes ou fatores, interpretados como fontes de emissão. A ACP foi realizada pelo método da matriz de fator rotacionado varimax, onde cada fator é ortogonal a todos os outros, resultando na menor covariância possível.

Arbex et al. (2014) aplicaram análises estatísticas, realizadas com o SPSS V.14 (SSPS, Inc.) e o S-PLUS 4.5 (MathSoft, Inc.), para estudar o efeito da poluição do ar pelas plantações de cana-de-açúcar, a partir de uma série temporal de 30 meses. Partículas Suspensas Totais (PST) tiveram uma correlação de Spearman negativa e estatisticamente significativa ( $p < 0,01$ ) nos períodos de queima e não queima, apresentando, respectivamente, temperaturas mínimas de  $-0,23$  e  $-0,25$ , e umidades de  $-0,27$  e  $-0,43$ . Por outro lado, a correlação de PST Spearman com VDEPs (Visitas ao Departamento de Emergência relacionada à Pneumonia) foi positiva e estatisticamente significativa ( $p < 0,01$ ) durante os períodos de queima e não queima (queima =  $0,27$ ; não queima =  $0,21$ ). A abordagem de série temporal foi adotada em investigações de saúde ambiental e forneceu resultados mais robustos após melhorias em modelagem e ferramentas estatísticas. Adotou-se ainda modelos de regressão de Poisson, incluindo covariáveis, confundidores e modificadores de efeito, ajustados para os parâmetros usuais necessários para análises de séries temporais.

Souza et al. (2014) realizaram medições diurnas e noturnas de compostos de HAP, nitro-HAP e oxi-HAP em partículas atmosféricas da queima de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. Uma matriz de correlação foi usada para explorar as origens dos diferentes compostos, cujos dados sugeriram que, durante o dia, as emissões diretas (principalmente no escapamento dos veículos) contribuíram para a presença no ar de HPAs, nitro-HPAs e oxi-HPAs. A produção fotoquímica também parece ser a fonte da maioria dos nitro-HPAs e oxi-HPAs, enquanto a fotólise pode ter contribuído para a remoção dos nitro-HPAs durante o dia. À noite, as emissões da queima da cana-de-açúcar foram a principal fonte de HPAs e nitro-HPAs, com fontes adicionais também contribuindo para os níveis de oxi-HPAs na atmosfera. Foram adotados os coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ), que apresentaram níveis de confiança mais elevados ( $p \leq 0,05$  ou  $0,1$ ).

Silveira et al. (2013) determinaram o possível efeito genotóxico da exposição à fumaça gerada pela queima de biomassa em trabalhadores, ocasionados pela colheita manual da cana-de-açúcar, sobretudo a frequência de micronúcleos em células esfoliadas bucais e linfócitos de sangue periférico durante a safra, em trabalhadores canavieiros da região de Barretos, São Paulo. Foi realizada uma análise estatística com auxílio do software SPSS for Windows. Os dados foram tabulados com base em estatísticas descritivas (média, desvio padrão, mínimo, máximo e quartis) para dados quantitativos, e tabelas de frequência para dados qualitativos. A exposição às emissões produzidas pela queima da cana-de-açúcar durante a colheita induziu instabilidade genômica nos trabalhadores, indicando a necessidade de adoção de técnicas mais avançadas de colheita da cana-de-açúcar para preservação da saúde humana.

### **3.3. Impactos**

A queima de biomassa é considerada a principal fonte de emissão global (LAPERRE et al., 2021) ocasionando impactos sociais, econômicos e ambientais resultantes de suas consequências. Neste sentido, elenca-se publicações que mostram a relação entre os incêndios e os impactos na qualidade do ar e saúde.

#### **3.3.1. Na Qualidade do Ar**

Borchers Arriagada *et al.* (2020) identificaram registros de níveis de  $MP_{2,5}$  excedendo 95% das concentrações médias diárias históricas em 125 de 133 dias, devido aos incêndios florestais do verão de 2019-2020 na Austrália. Sydney foi uma das regiões mais afetadas, com áreas alcançando 32 dias de concentração de poluentes acima do padrão nacional devido à fumaça dos incêndios florestais e médias diárias máximas de  $MP_{2,5}$  com  $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , de novembro

a janeiro (JALALUDIN et al., 2020). Vardoulakis et al. (2020) observaram em dezembro níveis médios máximos de  $MP_{2,5}$  por hora entre 170 e 600  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  em toda a rede de monitoramento em Sydney.

Di Virgilio et al. (2021) quantificaram espaço-temporalmente os impactos da poluição do ar a partir de incêndios florestais no SWAQ (Schools Weather and Air Quality network) e estações de Sydney, contrastando os níveis de  $MP_{2,5}$  antes, durante e depois dos incêndios florestais ocorridos no verão de 2019-2020, com aqueles de temporadas anteriores de incêndios; determinando a importância da meteorologia local e de escala sinótica na modulação dos impactos de poluição do ar, bem como a identificação de focos de incêndio que impactaram a qualidade do ar nas escolas durante eventos específicos de poluição.

Na América Latina, estudos relacionados às emissões geradas pela queima da cana-de-açúcar mostram que no processo de colheita as concentrações atmosféricas de  $MP_{2,5}$ ,  $MP_{10}$  e CN aumentaram de 2 a 4 vezes, e as concentrações de HAP foram até seis vezes maiores, com o potencial de aumento do risco de câncer (CRISTALE et al., 2012; ROMERO CÁRDENAS et al., 2014; MUGICA-ÁLVAREZ et al., 2015). Mugica-Alvarez et al. (2017), usando fatores de emissão a partir de dados da literatura, determinaram o aumento de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  durante a fase de colheita e modelaram a dispersão de  $MP_{2,5}$  e HPAs emitidos no processo de queima da cana-de-açúcar, cujos resultados mostraram que as cidades a favor do vento têm exposições instantâneas muito altas a esses poluentes. A avaliação da mutagenicidade das partículas da queima da cana-de-açúcar mostrou que o HPA e o nitro-HPA contribuem significativamente para o dano ao DNA (DE OLIVEIRA ALVES et al., 2014; DE OLIVEIRA GALVÃO et al., 2018). Estudos epidemiológicos revelaram que as emissões da queima da cana-de-açúcar levam a um aumento nas internações hospitalares respiratórias e hipertensas (CANÇADO et al., 2006, URIARTE et al., 2009; ARBEX et al., 2007). Estudos realizados com trabalhadores da cana-de-açúcar (CROWE et al., 2013) relataram altos níveis de exposição ao estresse térmico, que pode causar desidratação grave. Santos et al. (2015) encontraram disfunção renal aguda em trabalhadores previamente saudáveis, enquanto Silveira et al. (2013) constataram que os cortadores de cana desenvolveram um grau significativo de genotoxicidade devido à inalação das emissões da queima da cana-de-açúcar.

Nowell et al. (2022) estudaram a qualidade do ar em comunidade cercada por campos de cana-de-açúcar em Belle Glade, Flórida, cujos resultados sugerem fortemente que os incêndios de cana-de-açúcar degradaram significativamente a qualidade do ar na área da SGR (Região de Cultivo de Cana-de-Açúcar), composta pelas cidades de Belle Glade, Clewiston e Pahokee, no sul da Flórida, EUA, região onde o cultivo e processamento da cana-de-açúcar é a

atividade econômica dominante, empregando mais de 14.000 pessoas e gerando US\$ 800 milhões em receitas anualmente (Palm Beach County Cooperative Extension, 2021). A SGR fica entre 10 e 40 km das cidades costeiras densamente povoadas do sul da Flórida, que abrigam mais de 6 milhões de pessoas. Os residentes da SGR e cidades costeiras reclamam da queda frequente de cinzas e fumaça durante a estação de queimadas, e lançaram reclamações e ações judiciais para interromper a queima, em função de preocupações com os impactos negativos à saúde pela exposição à fumaça (BENNETT, 2019; REID, 2015; RUA, 2019; SIERRA CLUB CALUSA GROUP, 2020).

Foi investigada a queima utilizada na pré-colheita da cana-de-açúcar, prática agrícola comum na Flórida e que produz material particulado fino ( $MP_{2,5}$ ), associado a maior mortalidade. A mortalidade prematura associada à exposição a  $MP_{2,5}$  da queima da cana-de-açúcar foi estimada em pessoas com 25 anos ou mais em 20 condados no sul da Flórida. Foram combinadas informações de um modelo de dispersão atmosférica, satélites e medições de superfície para quantificar as concentrações de  $MP_{2,5}$  e a fração de  $MP_{2,5}$  de incêndios na cana-de-açúcar. A partir dessas concentrações, as mortalidades estimadas atribuíveis a  $MP_{2,5}$  de queimadas de cana-de-açúcar foram calculadas por setor censitário, usando funções de impacto na saúde derivadas da literatura para seis causas de morte relacionadas a  $MP_{2,5}$ . Intervalos de confiança (IC) foram fornecidos com base em simulações de Monte Carlo, que propagam a incerteza nas emissões, modelo de dispersão, funções de impacto na saúde e dados demográficos. Os incêndios da cana-de-açúcar emitiram uma quantidade de  $MP_{2,5}$  primária semelhante à dos veículos motorizados na Flórida. Estima-se que o  $MP_{2,5}$  de incêndios da cana-de-açúcar contribua para as taxas de mortalidade na região da SGR em 0,4 morte por 100.000 pessoas por ano (95% CI: 0,3, 1,6 por 100.000), estimativas que indicam que 2,5 mortes por ano no sul da Flórida foram associadas ao  $MP_{2,5}$  de incêndios de cana-de-açúcar (95% CI: 1,2, 6,1), com 0,16 na área da SGR (95% CI: 0,09, 0,6) e 0,72 em Palm Beach (CI 95%: 0,17, 2,2). Estima-se que o  $MP_{2,5}$  dos incêndios de cana-de-açúcar contribuam para o risco de mortalidade no sul da Flórida, particularmente na SGR, resultados consistentes com estudos anteriores que documentaram os impactos do fogo da cana-de-açúcar na qualidade do ar, embora não quantificaram a mortalidade. Os impactos adicionais dos incêndios na cana-de-açúcar sobre a saúde, incluem a exacerbação de condições de saúde não fatais, como asma e problemas cardiovasculares (NOWELL et al., 2022).

Phairuang et al. (2017) estimaram inventários de emissões anuais e mensais nas províncias do norte, centro e nordeste da Tailândia, onde a agricultura e agroindústrias relacionadas são bastante intensivas, a fim de avaliar a contribuição da atividade agrícola,

incluindo a queima de resíduos de culturas, incêndios florestais e agro-industriais, relacionadas com a qualidade do ar monitorada nessas províncias. Os inventários mensais de emissões de poluentes atmosféricos (MP, NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>) para várias culturas agrícolas foram estimados com base em informações fornecidas de várias províncias sobre as quantidades de culturas típicas: arroz, milho, cana-de-açúcar, mandioca, soja e batata, produzidas usando fatores de emissão e outros parâmetros de valores específicos do país, levando em consideração o tipo de cultura e o período de queima dos resíduos locais. O inventário de emissões mensais estimado foi comparado com dados de monitoramento do ar obtidos em estações de monitoramento, para a validação do inventário de emissões estimado. Sendo a agroindústria mais influente nas regiões de interesse, foi estimado o inventário de emissões referente a uma usina de açúcar que utiliza cana-de-açúcar como matéria-prima e seu resíduo como combustível de caldeira para avaliar sua contribuição.

Sahu et al. (2021) analisaram o descarte de resíduos da colheita, feito principalmente por meio da queima, levando à deterioração da qualidade do ar na Índia. Foi apresentado um inventário de emissões sazonais de alta resolução (~10 km × ~10 km) dos principais poluentes da fonte de queima de resíduos de culturas na Índia para 2018. Os meses de inverno contribuem com quase 50% da emissão total, seguidos pelo verão (~48%), que é a principal causa da mudança na qualidade do ar nas cidades próximas. Entre todas as culturas; arroz, trigo, milho e cana-de-açúcar representam cerca de 90% da carga total de MP<sub>10</sub> no país. A emissão estimada de material particulado (MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>10</sub>), carbono negro (CN) e carbono orgânico (CO), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), compostos orgânicos voláteis (VOCs), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) pela queima de resíduos da colheita foi, respectivamente, 990,68 Gg/ano, 1.231,26 Gg/ano, 123,33 Gg/ano, 410,99 Gg/ano, 11.208,18 Gg/ano, 484,55 Gg/ano, 1.282,95 Gg/ano, 144,66 Gg/ano, 785,56 Gg/ano e 262.051,06 Gg/ano, respectivamente, onde arroz, trigo, milho e cana-de-açúcar respondem por quase 80–85% da carga total de poluição.

Segundo Machlis (2002), a fumaça da queima da cana-de-açúcar, em doses relativamente baixas, incomoda, mas não ameaça a saúde biofísica. Estudos realizados no Brasil associaram a queima pré-colheita com o aumento da ocorrência de doenças respiratórias agudas (ARBEX et al., 2000), genotoxicidade (SILVEIRA et al., 2013) e outras doenças do sistema respiratório (LOPES & RIBEIRO, 2006). Os impactos são particularmente pronunciados em grupos vulneráveis, como crianças pequenas (JACOBSON et al., 2014; CONCEIÇÃO et al., 2001) e idosos (CANÇADO et al., 2006), e acentuados em regiões onde o cultivo da cana-de-açúcar domina o uso da terra (URIARTE et al., 2009). Estudos na ilha de Maui, Havaí, ocorreu

uma clara relação dose-resposta, onde houve uma incidência significativamente maior de desconforto respiratório em áreas afetadas pela fumaça, quando grandes quantidades de área foram queimadas (MNATZAGANIAN et al., 2015). Acredita-se que uma redução nas hospitalizações por doenças respiratórias no Brasil esteja correlacionada com novas leis estaduais que têm sido fundamentais para reduzir a prática de queimadas pré-colheita (NICOLELLA & BELLUZZO, 2015).

Seares et al. (2021) otimizaram as condições operacionais de espectrometria de emissão de plasma acoplado indutivamente (ICP OES) para determinar Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, Si, Sr, Ti, V e Zn em amostras de MP10 coletadas durante o ano de 2017 e avaliar os impactos causados pela queima da cana-de-açúcar na qualidade do ar em Campos dos Goytacazes, no norte do estado do Rio de Janeiro.

Junpen et al. (2020), avaliando como a alta taxa de queima de cana-de-açúcar em períodos de pré-colheita vem afetando a qualidade do ar na Tailândia, calcularam os inventários de emissões da pré-colheita da queima de cana-de-açúcar durante as safras de produção de 2007/08 a 2018/19, estimando as emissões futuras de poluição do ar e comparando a quantidade de emissões de poluição no cenário de queima de cana-de-açúcar em negócios normais e no cenário de implementação de medidas governamentais de redução da queima de cana-de-açúcar nas próximas quatro safras (2019/20–2022/23). Foi feito um mapa de distribuição espacial e temporal das emissões atmosféricas da queima de cana-de-açúcar, usado como um banco de dados de modelagem da qualidade do ar e de gerenciamento na Tailândia.

No México, sexto maior produtor de cana-de-açúcar do mundo, em região cercada por 13 usinas de açúcar e centenas de hectares de canaviais, em Córdoba, Veracruz, grandes nuvens de fumaça são observadas devido à queima dos canaviais para facilitar a colheita manual. Neste contexto, a poluição do ar tem um impacto importante na saúde dos habitantes em função da presença de substâncias tóxicas, como os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs), tendo impactos no aquecimento global. Uma campanha de monitoramento de MP<sub>2,5</sub> foi realizada a cada seis dias, entre abril e agosto de 2015, na cidade de Córdoba e em área rural próxima aos campos, para determinar o impacto dessas práticas agrícolas. As concentrações médias de MP<sub>2,5</sub> durante a colheita na zona urbana e rural foram 138,3±43,6 µg/m<sup>3</sup> e 147,4±27,3 µg/m<sup>3</sup>, respectivamente, enquanto as concentrações durante o período sem colheita foram 63,7±7,6 µg/m<sup>3</sup> e 44,9±7,0 µg/m<sup>3</sup> para os mesmos locais, mostrando que durante a colheita as concentrações de MP<sub>2,5</sub> aumentaram até 3 vezes, apresentando na maioria dos dias má qualidade do ar. A soma dos HPAs nas localidades urbana e rural foi de 3,36±0,72 ng/m<sup>3</sup> e 1,58±0,49 ng/m<sup>3</sup> durante a colheita, valores que são 43% e 54% maiores do que durante o

período sem colheita. Os HPAs mais abundantes em todos os casos foram indeno [1,2,3-c, d] pireno, benzo[b] fluoranteno, benzo[a] pireno e benzo [g, h, i] perileno, todos classificados como compostos cancerígenos, o que significa que este é um importante problema de saúde que deve ser atendido. As concentrações de carbono orgânico e negro foram maiores em 31% e 39% no local urbano do que no rural, respectivamente, atingindo concentrações de 9,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 5,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , durante a colheita. O controle dessas emissões mitigaria a presença de carbono negro que é um importante poluente climático de curta duração (DE JESÚS FIGUEROA et al., 2016).

Kulkarni et al. (2020) investigaram e quantificaram a contribuição da queima de resíduos agrícolas em estados do noroeste da Índia para as concentrações superficiais de  $\text{MP}_{2,5}$  em Delhi, durante a temporada de queimadas pós-monção de 2018, combinando observações in situ de 35 estações, observações de incêndio por satélite e modelagem de transporte químico.

Chan (2017) estimou quantitativamente os impactos das emissões de queima de biomassa em diferentes regiões de origem para a qualidade do ar local em Hong Kong, em 2014, usando simulações de modelo de transporte químico global, medições de fotômetros solares, observações de satélite e dados de rede de monitoramento local.

Mendez-Espinosa et al. (2019) avaliaram a contribuição potencial da QB durante a estação seca do norte da América do Sul para os níveis de poluição do ar observados na região andina. O impacto na qualidade do ar em escala regional oriundos de emissões da QB foi observado em três grandes áreas urbanas: Bogotá, Medellín e Bucaramanga, para o período 2006-2016, a partir das concentrações de  $\text{MP}_{2,5}$  e  $\text{MP}_{10}$ . Resultados identificaram a possibilidade de que incêndios na bacia do rio Orinoco deterioram a qualidade do ar em centros urbanos altamente populosos a centenas de quilômetros de distância das fontes.

Mendez-Espinosa et al. (2019), usando dados MODIS de incêndios ativos combinados com trajetórias HYSPLIT, mostraram que níveis anormalmente altos de MP e CO ocorreram quando as massas de ar se originaram de pastagens do Orinoco durante os períodos em que o número de incêndios ativos na região foi maior. Com base em observações in situ e análise de retrotrajetória, Hernández et al. (2019) mostraram uma associação entre  $\text{MP}_{10}$  e incêndios na Bacia do Orinoco. Observações recentes de carbono negro e outros traçadores de QB identificaram uma forte associação entre os traçadores e contagens regionais de incêndio em escalas de tempo diárias, semanais e mensais (Rincón-Riveros et al., 2020). Esses estudos mostraram o potencial significativo dos aerossóis de QB que afetam a qualidade do ar nas cidades densamente povoadas, situadas a centenas de quilômetros de distância das fontes de QB.

Feng et al. (2019), focando no mês de janeiro, quando a contagem de pixels de incêndio no sul da China foi maior no ano (ZHUANG et al., 2018) e mais de 90% das emissões locais de queima de biomassa foram associadas à queima pós-colheita das palhas de arroz (YAN et al., 2006; HUANG et al., 2012), aplicaram as emissões previstas de poluentes da queima de biomassa em um modelo de qualidade do ar, comparando as concentrações de MP<sub>2.5</sub> simulado com observações em janeiro de 2014 e janeiro de 2015, com o objetivo de avaliar a eficácia dos BPNNs na melhoria das previsões regionais de qualidade do ar.

Em 2017, a alta de MP<sub>2.5</sub> no noroeste do Pacífico foi associada a grandes incêndios na Colúmbia Britânica (LAING & JAFFE, 2019). Esses incêndios foram associados ao transporte de fumaça para a Europa e a forte atividade de trovoadas-pirocumulonimbus, que injetou fumaça na estratosfera (BAARS et al., 2019). Grandes incêndios em Quebec afetaram significativamente a qualidade do ar no nordeste dos EUA (DEBELL et al., 2004), incêndios no México e na América Central podem afetar o Texas (KAULFUS et al., 2017; MENDOZA et al., 2005), e até grandes incêndios na Sibéria podem afetar a qualidade do ar de superfície nos EUA (JAFFE et al., 2004).

### **3.3.1.1. Suscetibilidade aos Incêndios e Impactos na Qualidade do Ar**

Moeltner et al. (2013) avaliaram os impactos econômicos dos incêndios florestais em comunidades a favor do vento, no norte de Nevada (EUA), correlacionando o número de internações hospitalares, a área queimada, o tipo de combustível, a direção do vento e a distância da fonte. Os resultados indicam que a fumaça dos incêndios florestais pode causar custos consideráveis de saúde, com magnitude de vários milhões de dólares por temporada de incêndio na região.

Chen et al. (2017) constataram que a fumaça de incêndios florestais contribui para altos níveis de poluentes do ar, incluindo MP grossos e finos, gases, HPAs e COVs, durante eventos de incêndios florestais e a exposição a esses poluentes, sendo um fator de risco para efeitos cardiovasculares adversos, especialmente entre populações suscetíveis, incluindo idosos, mulheres grávidas e crianças.

### **3.3.1.2. Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar e Impactos na Qualidade do Ar**

Seares et al. (2021) avaliaram os impactos da queima da cana-de-açúcar na qualidade do ar, com metodologia aplicada em amostras de MP<sub>10</sub> coletadas em Campos dos Goytacazes (Rio de Janeiro) durante a safra de cana de 2016/2017. Adotou-se um método de espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES), para a determinação de

vários metais (As, Ba, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Sr, Ti, V e Zn) em material particulado (MP<sub>10</sub>). Os resultados indicam que as condições ideais para determinações de metal em MP<sub>10</sub> por ICP OES são RF = 1200 W; P = 10 L min<sup>-1</sup>; A = 0,60 L min<sup>-1</sup> e N = 0,5 L min<sup>-1</sup>. Sob essas condições otimizadas, os valores de recuperação para os metais detectados no CRM variaram de 81% para Ni a 133% para Fe, com LODs e LOQs entre 0,02 ng m<sup>-3</sup> e 0,06 ng m<sup>-3</sup> para V e 37,1 ng m<sup>-3</sup> e 122 ng m<sup>3</sup> para K, respectivamente, e valores de desvio padrão relativo (RSD) inferiores a 5%, indicando que a otimização proposta fornece boa acurácia e precisão.

Shikwambana et al. (2021), utilizando dados de longo prazo (1980-2019), estudaram a distribuição espacial e vertical de poluentes na atmosfera, a distribuição espacial e mudança temporal das emissões de biomassa, bem como o impacto/influência dos fatores climáticos na mudança temporal na carga de poluentes atmosféricos e nas emissões de biomassa nas províncias da África do Sul (Mpumalanga e KwaZulu Natal), onde o cultivo de cana-de-açúcar é abundante. Carbono negro (CN) e dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) são os poluentes dominantes nas estações JJA e SON, devido à queima da cana-de-açúcar. No geral, houve uma tendência de aumento nas emissões de CN, SO<sub>2</sub> e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) entre 1980 e 2019. As condições climáticas: temperatura quente, alta velocidade do vento e condições secas nas estações JJA e SON; favorecem a intensidade e propagação dos incêndios, que é controlada. Os poluentes emitidos são transportados para países vizinhos e podem viajar sobre o Oceano Atlântico, até ~ 6.600 km do local de origem.

De Araujo et al. (2020) avaliaram as principais fontes antrópicas de MP que afetam a qualidade do ar no estado de São Paulo, relacionado à queima de biomassa nas áreas rurais. Analisou-se o aspecto espacial e a distribuição temporal da profundidade óptica do aerossol (AOD) no estado, um indicador óptico da abundância de MP na atmosfera, derivado das medidas de radiância espectral do sensor MODIS, entre 2007, quando o protocolo foi assinado, e 2017. Os resultados revelaram que ao retirar a influência do transporte de fumaça das regiões Norte e Centro-Oeste do Brasil, os dados de satélite identificaram adequadamente as regiões mais poluídas do estado: regiões metropolitanas de São Paulo, Campinas e Baixada Santista, e as porções centro e norte do estado, dominadas por plantações de cana-de-açúcar. Nas regiões oeste e noroeste do estado apresentaram tendências significativas de aumento da poluição, devido a expansão da cultura da cana-de-açúcar nos últimos anos, apesar das limitações impostas às queimadas pelo Protocolo Agroambiental. Nas áreas de cultivo tradicional da cana-de-açúcar, nas regiões centro e norte do estado, apesar da tendência de redução da poluição associada à MP, mas não foi significativa.

Matsuda et al. (2020) avaliaram o efeito da queima de biomassa, ocasionados pela queima da cana-de-açúcar antes da colheita, responsável por grandes quantidades de poluentes atmosféricos que causam problemas de saúde, incluindo anormalidades na superfície ocular, sobretudo na qualidade do muco e na expressão do gene da mucina (MUC1, MUC5AC, MUC16) na conjuntiva de trabalhadores da cana-de-açúcar e residentes de uma cidade vizinha. Os resultados mostram que a colheita da cana-de-açúcar está associada a anormalidades na qualidade e conteúdo do muco e mudanças nos níveis de mRNA da mucina na superfície ocular. Isso pode ajudar a explicar os sinais e sintomas inflamatórios oculares observados em indivíduos expostos aos poluentes do ar e às altas temperaturas da queima da biomassa da cana-de-açúcar.

Flores-Jiménez et al. (2019) estimaram as emissões de metano pela queima da cana-de-açúcar e analisaram sua dispersão atmosférica sob a influência de parâmetros meteorológicos no México. Foi utilizado a metodologia de Seiler e Crutzen, com base no estágio de produção nos períodos de safra 2011/2012, 2012/2013 e 2013/2014. Imagens de satélite e métodos estatísticos foram aplicados para validar a distribuição espacial do metano, obtida com o modelo WRF. Os resultados mostram um padrão de circulação do vento dominante em direção ao leste de San Luis Potosi, a oeste em Jalisco, áreas cujas concentrações variaram de  $9,22 \times 10^{-5}$  a  $1,22 \times 10^2$  ppmv e  $32 \times 10^{-5}$  a  $2,36 \times 10^2$  ppmv, respectivamente, e a convergência do vento em uma determinada altura causa fluxos descendentes, evitando a dispersão do metano; e ao norte, em Tabasco, as condições de vento contribuíram para a alta dispersão e baixas concentrações de metano, variando de  $8,74 \times 10^5$  a  $0,33 \times 10^2$  ppmv.

### **3.3.2. Saúde**

Impactos na saúde são uma das maiores consequências negativas ocasionadas pela atividade canavieira e a queima de seus resíduos, havendo um extenso arcabouço teórico que retrata essa questão em várias partes do mundo.

#### **3.3.2.1. Suscetibilidade aos Incêndios e Impactos na Saúde**

Reid et al. (2016) avaliaram a evidência de efeitos na saúde pela exposição à fumaça de incêndios florestais, identificando populações suscetíveis. Evidências associam entre exposição à fumaça de incêndios florestais e efeitos gerais na saúde respiratória, como exacerbações de asma e doença pulmonar obstrutiva crônica, com o risco por infecções respiratórias e mortalidade por todas as causas aumentando.

Rice et al. (2021) avaliaram os impactos dos incêndios florestais na qualidade do ar e suas consequências sobre os riscos à saúde respiratória para o público e grupos profissionais. Analisaram ainda a necessidade de entendimento dos efeitos de longo prazo sobre a saúde e exposições repetidas à fumaça ao longo das temporadas de incêndio para crianças, adultos e grupos ocupacionais altamente expostos (especialmente bombeiros). Enfatizam a coleta e modelagem dos dados de incêndio, toxicologia de diferentes fontes de combustível de incêndio e a eficácia de medidas de proteção à saúde para prevenir os efeitos respiratórios da exposição à fumaça.

Marlier et al. (2019) avaliaram os benefícios para a saúde pública pela adoção de políticas visando reduzir os incêndios na Indonésia, Malásia e Cingapura, a partir da integração de informações sobre emissões de incêndio, padrões de transporte atmosférico, exposição da população às partículas finas (MP<sub>2.5</sub>). Foram utilizadas séries de condições meteorológicas para relacionar as emissões de MP<sub>2.5</sub>. 36.000 mortes em excesso por ano em toda a região nas próximas décadas podem ser evitáveis como estratégias de redução dos incêndios: bloqueio de incêndios em turfeiras, concessões industriais ou áreas protegidas, reduzindo a carga de saúde em 66, 45 e 14%, respectivamente.

### **3.3.2.1. Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar e Impactos na Saúde**

Alemayehu & Lantinga (2018) avaliaram os efeitos da queima da cana antes da colheita na saúde humana, na fertilidade do solo e na taxa de perda de peso da cana, na Etiópia. Foram comparados os pacientes tratados para infecção respiratória superior durante um período de sete anos, durante a queima (janeiro-março) e período sem queima (julho-agosto) nos hospitais Wonji e Metehara. As amostras de cana e solo foram coletadas antes e depois da queima da cana para determinar as perdas de matéria orgânica e Nitrogênio (N), bem como a mudança no peso da cana, pH do solo e CE. O resultado mostrou que durante o período sem queima, o número de pacientes hospitalizados por infecção respiratória foi, respectivamente, 56% e 18% menor do que o período de queima em Wonji e Metehara.

Du et al. (2018), observando os efeitos sobre a saúde, associados às emissões de material particulado da produção de cana-de-açúcar devido à queima da palha no período pré-colheita, comparou os impactos ambientais e de saúde do ciclo de vida (com fatores de caracterização espacialmente diferenciados para MP<sub>2.5</sub>) da colheita manual e mecânica da cana-de-açúcar no Brasil, quantificando os benefícios à saúde decorrentes da mudança nas operações de colheita. A colheita manual tem impactos maiores na saúde humana, mas menores impactos no uso de recursos. Os efeitos do MP<sub>2.5</sub> na saúde variam consideravelmente com a densidade

populacional. A mudança da colheita manual para a mecanizada próxima de áreas urbanas levou a uma redução de 93% dos efeitos na saúde, enquanto nas áreas rurais apenas 15%, e nas áreas remotas 5%. Ao considerar a densidade populacional média, os efeitos sobre a saúde do MP<sub>2.5</sub> da colheita manual foram aproximadamente seis vezes maiores do que a colheita mecânica. Os efeitos do MP<sub>2.5</sub> para a saúde, calculados com o ReCiPe, são muito mais baixos e podem subestimar os efeitos das emissões primárias de MP<sub>2.5</sub>.

Pestana et al. (2017) avaliaram os efeitos da exposição aguda aos poluentes atmosféricos (NO<sub>2</sub> e MP<sub>10</sub>) na hospitalização de adultos e idosos com doenças cardiovasculares causadas pela queima da cana-de-açúcar no Oeste de São Paulo. Foram utilizados dados diários de internações cardiovasculares (CID10 - I00 a I99), de 01/2009 a 12/2012, adquiridos junto ao Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS). Níveis diários de NO<sub>2</sub> e MP<sub>10</sub>, e dados meteorológicos foram obtidos na Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os efeitos da exposição a poluentes atmosféricos nas admissões hospitalares foram estimados, usando modelos de regressão linear generalizada de Poisson. Foram analisadas 6.363 internações no período do estudo. No dia da exposição ao NO<sub>2</sub>, um aumento de 1,12% (IC 95% 0,05–2,20) foi observado na faixa interquartil, juntamente com um aumento nas admissões hospitalares. Um padrão de efeito semelhante foi observado para MP<sub>10</sub>. No entanto, os resultados não foram estatisticamente significativos. Mesmo com valores dentro dos limites estabelecidos, o NO<sub>2</sub> é um importante fator de risco de curto prazo para a morbidade cardiovascular.

Le Blond et al. (2017), a partir do monitoramento de plantações de cana-de-açúcar em dois diferentes países da América do Sul, entre 2010 e 2011, avaliaram que as concentrações médias no ar de MP<sub>10</sub> (material particulado nominalmente <10 µm de diâmetro) foram estatisticamente muito maiores durante a queima da cana-de-açúcar antes da colheita (1807 µg m<sup>-3</sup>) do que durante o corte da cana-de-açúcar após a queima (~123 µg m<sup>-3</sup>), ou na fábrica de processamento de cana (~175 µg m<sup>-3</sup>). Medições médias de MP<sub>10</sub> em cenários ambientais foram muito mais baixas, entre 18 e 37 µg m<sup>-3</sup>, nas lavouras de cana-de-açúcar antes da queima ou durante as medições de 24 h em aldeias vizinhas (na fronteira com a plantação de cana-de-açúcar). O risco relativo calculado para “todas as causas” de mortalidade da exposição de residentes próximos ao MP<sub>10</sub> gerado pela queima da cana-de-açúcar foi de 3%. As concentrações de MP<sub>10</sub> produzidas durante o processamento da cana-de-açúcar foram altas (até 21,5 mg m<sup>-3</sup>), o que é preocupante, uma vez que as partículas ressuspensas de cinzas nos campos e na planta de processamento já demonstraram conter cristobalita potencialmente tóxica. O MP produzido durante a queima da cana-de-açúcar e durante longos períodos de exposição local à

fumaça e às cinzas ressuspensas, portanto, deve ser considerado um perigo potencial agudo e crônico para a saúde respiratória. Essa questão se tornará cada vez mais importante, com a previsão de aumento da produção de cana-de-açúcar para biocombustíveis.

Mauro et al. (2015) investigaram a associação entre a queima da cana-de-açúcar na pré-colheita e doenças respiratórias em crianças menores de cinco anos, em cinco escolas de Araraquara - SP, entre março e junho de 2009. Foram coletados os seguintes dados: registros diários de faltas e os motivos informados para essas faltas, concentração total de material particulado em suspensão ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), e umidade do ar. A relação entre o percentual de faltas escolares por problemas respiratórios e a concentração de material particulado em março, e de abril a junho, apresentou comportamento distinto: as faltas aumentaram com o aumento da concentração de material particulado, sendo utilizadas como indicadores dessa relação.

### **3.3. Fatores de Emissão**

Associado às queimadas de origem natural ou antrópica, diversos poluentes são emitidos pela queima de canaviais no Brasil e no mundo.

#### **3.3.1. Suscetibilidade aos Incêndios e Fatores de Emissão**

Marlier et al. (2015) relacionaram a mudança de uso e cobertura do solo na ilha indonésia de Sumatra, à medida que florestas e turfeiras foram desmatadas para plantações de palmeiras e produção de óleo e outras árvores para extração de madeira.

Fernandes et al. (2017) investigaram como o aumento da temperatura entre julho a outubro, mesmo em períodos mais úmidos, favorecem o surgimento de incêndios florestais na Indonésia. O aumento da temperatura local propicia elevação das taxas de evapotranspiração, elevando a probabilidade da ocorrência de incêndios florestais, mesmo sem variação nos padrões de precipitação.

#### **3.3.1. Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar e Fatores de Emissão**

Mugica-Álvarez et al. (2018) quantificaram os fatores de emissão de poluentes provenientes da queima de resíduos da cana-de-açúcar, a partir da mediação do carbono elementar (CE), carbono orgânico (CO), 18 hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs), K, Na, Ca, Mg,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  e Cl – contidos no material particulado, bem como a difusão de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), monóxido de carbono (CO), metano ( $\text{CH}_4$ ) e 37 compostos voláteis orgânicos (CVOs) no México. O método empregado na estimativa dos fatores de emissão foi realizado numa câmara de combustão aberta e equipada com um amostrador

isocinético acoplado a um analisador de gases, seguindo os métodos preconizados pela Environmental Protection Agency (EPA). Os resíduos de cana-de-açúcar foram coletados em quatro regiões diferentes do México, no período de fevereiro a abril de 2016, armazenadas e desidratadas até atingir um teor de umidade entre 7% e 13% antes da realização do ensaio em uma câmara de combustão aberta com uma biomassa estabelecida entre 0,7 e 0,9 kg para uma queima entre 5-6 minutos. Os fatores de emissão foram estabelecidos pela razão entre emissão dos poluentes (CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, MP<sub>10</sub>, MP<sub>2.5</sub>, CVOs, HPAs) e a biomassa seca queimada e a quantidade de cana queimada em campo foi calculada pelo emprego da metodologia proposta pelo IPCC (1996). Os resultados apontaram  $1618 \pm 108$ ;  $25,7 \pm 2,04$  e  $2,29 \pm 0,13$  g kg<sup>-1</sup> para CO<sub>2</sub>, CO e CH<sub>4</sub>, respectivamente, enquanto os compostos CO<sub>2</sub> apresentaram o maior fator de emissão para os COVs. O material particulado MP<sub>10</sub> e MP<sub>2.5</sub> representaram 55% e 36% da massa total de MP. A espécie de carbono elementar obteve uma taxa de emissão entre 0.34 e 0.37 g kg<sup>-1</sup> com predominância de 66% para MP<sub>2.5</sub> e a espécie de carbono orgânico obteve uma taxa de emissão entre 0.44, 0.67 e 1.2 g kg<sup>-1</sup> com predominância de 58% para MP<sub>10</sub>. Ainda os autores aplicaram o teste estatístico de Kruskal Wallis para determinar se os fatores de emissão obtidos apresentam diferenças significativas entre variedades de cana colhidas em locais com diferentes altitudes e climas, o que demonstrou não ocorrer. Os autores concluíram que o método proposto pode ser aplicado em diferentes canaviais do mundo caso as espécies sejam semelhantes aos cultivados no México.

Sornpoon et al. (2014) apontaram a queima da cana-de-açúcar como uma das principais fontes de poluição do ar na Tailândia, o que motivou estimar os fatores de emissão em canaviais sujeitos a diferentes práticas de manejo e condições climáticas. A avaliação da intensidade das emissões foi pautada em calcular a quantidade de biomassa disponível para queima e o fator de combustão para cada cultura, posteriormente comparados com valores padrões adotados pelo Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) no ano de 2006. A determinação da quantidade de combustível disponível para queima foi realizada mediante a retirada de amostras de diferentes culturas de cana-de-açúcar em treze canaviais, escolhidos de forma aleatória, e posteriormente aplicando o produto entre os resíduos da colheita (envolvendo folhas frescas, secas e mortas) pela produção de cana-de-açúcar no período seco, medido em toneladas, dividindo o resultado pela área colhida. Para a determinação do fator de combustão, definido como a razão entre a quantidade de biomassa consumida pelos incêndios e a biomassa total sujeita à queima, amostras variando entre 0,59 m<sup>2</sup> – 1,15 m<sup>2</sup> foram retiradas antes e após a queima da biomassa em campo aberto a fim de determinar o teor de matéria seca antes e depois da combustão. Os resultados encontrados pelos autores evidenciam a adoção da prática de

queimadas antes e após as colheitas como usual na Tailândia, o que leva a subestimar as emissões totais de poluentes em até 30%, na comparação com os valores padrões adotados pelo IPCC (1996), posto que as emissões da queima na pós-colheita não são contempladas no relatório.

Zhang et al. (2013) desenvolveram um inventário de emissões de poluentes sobre a queima de biomassa – resultantes dos principais resíduos agrícolas da queima da palha de arroz e cana-de-açúcar - na região do Delta do Rio das Pérolas, China. Foram determinados fatores de emissão, através de simulações laboratoriais, onde um sistema de câmara de diluição elaborado pelos autores foi utilizado como instrumento de coleta dos particulados. Os autores identificaram emissões de CO<sub>2</sub>, CO, hidrocarbonetos não metânicos, compostos orgânicos voláteis oxigenados, além de materiais particulados (MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub>) medidos para queima de palha de arroz em combustão em chamas e em combustão lenta, e para queima de folhas de cana-de-açúcar. O estudo demonstrou que as quantidades de CO, NO<sub>x</sub>, MP<sub>2,5</sub> emitidos para atmosfera local foram de respectivamente 186.38, 4.93 e 15.56 Kt no ano de 2008 e concluindo que a estimativa de material particulado esteve na ordem de 3,37 - 6,53% e os NO<sub>x</sub> na ordem de 0,52 - 2,77%. Para os autores o estudo proposto fornece dados científicos que podem ser utilizados por autoridades reguladoras em decisões políticas e melhoram as variáveis de entrada em modelos de formação de aerossol atmosférico, ajudando na previsão dos níveis de poluição atmosférica regional. O estudo destaca a necessidade de uma melhor caracterização para fontes de combustão de biocombustíveis residenciais rurais nas emissões provenientes da queima de biomassa, destacados como necessários para a redução das incertezas nos inventários de emissão de poluentes.

Galdos et al. (2013) analisaram os efeitos do ciclo de vida da produção de etanol procedente da cana-de-açúcar sobre a atmosfera e a saúde humana, considerando as emissões de carbono negro no Brasil. A abordagem utilizada consistiu na avaliação dos impactos ambientais durante o cultivo, transporte e processamento industrial, através da aplicação do Global Warming Potential (GWP) na quantificação dos fatores de emissão, e os indicadores de saúde humana, na produção de etanol pelo disability adjusted life years (DALY), simulado para três cenários hipotéticos: pré-mecanização (100% queimada), atual (50% queimada) e futura (100% sem queima), não considerando as mudanças no uso do solo, aspectos econômicos e sociais. O cenário de pré-mecanização foi baseado na tecnologia para a produção de etanol, no início dos anos 80 (início do programa Proálcool), com a adoção da queimada como instrumento de colheita. O cenário "atual" representou o panorama tecnológico médio para a região Centro-Sul do Brasil, com base no ano 2010, onde cresceram os processos de

mecanização do campo. O cenário "futuro" foi baseado nos dados de novas tecnologias, com possibilidade de serem introduzidas no setor sucroalcooleiro no Brasil projetado para 10 e 20 anos, assumindo o desaparecimento da queima da cana-de-açúcar. Os resultados demonstraram redução nos níveis de GWP, 46 % menor, e emissões de carbono negro, sete vezes menor, na comparação com os cenários de pré-mecanização e cenário atual, com um DALY de  $3,16 \cdot 10^{-05}$  por litro de etanol. No cenário "futuro", simulando a completa mecanização na colheita da cana-de-açúcar para a produção de etanol, estima-se uma redução de 70% nas emissões de GWP, juntamente com o decréscimo nas emissões de carbono negro, na ordem de 216 vezes, aumentando a expectativa de produtividade da população, indicada pela diminuição do DALY, estimado em  $7,72 \cdot 10^{-06}$  por litro de etanol, quando comparado com o processo de pré-mecanização. A partir desta projeção, concluiu-se que a produção de etanol no Brasil está melhorando em termos de emissões de GEE e aspectos de saúde humana.

Cristale et al. (2012), em estudos considerando os materiais particulados em Araraquara - São Paulo, durante o período de queima dos canaviais encontraram  $22,2 \text{ ng m}^{-3}$  de concentração média de HPAs totais, durante 25 dias em agosto de 2007, e  $2,35 \text{ ng m}^{-3}$  nos períodos de não queimada, durante 25 dias em janeiro de 2008. Os resultados foram obtidos em amostragem de domicílio urbano entre 0:00 e 8:00 h, próximo aos canaviais. A comparação entre os resultados alcançados sobre os níveis de HPAs com estudos anteriores e seus perfis no ar externo indicaram que a queima de cana-de-açúcar foi a principal fonte de aumento de BaP<sub>eq</sub>, onde os valores médios mais elevados foram obtidos com amostras na estação de colheita ( $1,7 \text{ ng m}^{-3}$ ), em comparação com amostras no período de não-colheita ( $0,07 \text{ ng m}^{-3}$ ), sugerindo que a queima da cana durante o ciclo de colheita pode representar um risco para a saúde pública nas cidades afetadas.

Hall et al. (2012) investigaram as emissões de HPAs, compostos orgânicos voláteis (COVs), materiais particulados finos (MP<sub>2,5</sub>), carbono elementar, carbono orgânico e compostos marcadores durante a queima da pré-colheita da cana-de-açúcar na Flórida, campos de Belle Glade e Citra. O total de fatores de emissão encontrados foi de:  $7,13 + 0,94$  e  $8,18 + 3,26 \text{ mg kg}^{-1}$ , para HPAs (durante a queima de folhas secas e de cana inteira);  $201 + 39$  e  $942 + 539 \text{ mg kg}^{-1}$ , para Carbonilos (durante a queima de folhas secas e de cana inteira); e  $2,49 + 0,66 \text{ g kg}^{-1}$ , para MP<sub>2,5</sub>. Os fatores de emissão obtidos podem ser usados para calcular com maior precisão emissões anuais da queima da pré-colheita da cana-de-açúcar e avaliar a contribuição desta fonte na degradação da qualidade do ar local e estadual, contribuindo em última análise na gestão territorial e decisões regulatórias.

Silva et al. (2010) avaliaram a fração de poluentes emitidos pela queima de canaviais em Araraquara, São Paulo, onde compararam a concentração de materiais particulados presentes na atmosfera ( $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$ ) durante os períodos de colheita e não colheita da cana-de-açúcar em 2008 e 2009. Utilizando 60 amostradores dicotômicos nos períodos de não colheita e 220 amostradores na época da colheita, foram obtidas as concentrações de  $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$ , cujos resultados indicaram: no período de não colheita, os níveis de concentração mediana dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) para 2009, alcançaram  $0,99 \text{ ng m}^{-3}$ ; nos períodos de queimada, os níveis de concentração alcançaram  $3,3 \text{ ng m}^{-3}$ , o que representou um expressivo aumento na concentração dos materiais particulados. Os resultados subsidiaram a quantificação do risco potencial de câncer, associado à exposição por inalação desses compostos, com base na equivalência tóxica do benzo(a) pireno (BaPeq), onde a toxicidade geral de uma mistura de HPAs foi definida pela concentração de cada composto, multiplicada por sua equivalência tóxica relativa, variando entre  $0,65$  e  $1,0 \text{ ng m}^{-3}$ , e  $1,2$  e  $1,4 \text{ ng m}^{-3}$ , nas estações de não colheita e colheita, respectivamente. Considerando que o BaPeq máximo admissível no ar ambiente é de  $1 \text{ ng m}^{-3}$ , sugeriu-se um cenário preocupante de exposição humana a HPAs, relacionando o fato ao aumento do risco de câncer, uma vez que o BaPeq na safra da cana-de-açúcar em Araraquara foi superior aos níveis medidos nas grandes cidades brasileiras. Redução ou interrupção da queima dos canaviais, através da adoção de processos de colheita mecânica e a implementação de políticas públicas para redirecionar os cortadores de cana para outras atividades de trabalho foram as principais recomendações.

## CAPÍTULO 4

### 4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de abrangência do estudo incorpora todo o Estado do Rio de Janeiro (ERJ), escala pela qual foi abordado o problema da suscetibilidade aos incêndios regionalmente. Posteriormente, a partir do contexto regional, considerando as regiões administrativas do estado, foi investigado em escala mais detalhada o problema da queima de biomassa da cana-de-açúcar em parte do Norte Fluminense do ERJ.

#### 4.1. Estado do Rio de Janeiro (ERJ)

O ERJ está situado na região Sudeste do Brasil (SEB), tem 43.750,427 km<sup>2</sup> de área territorial, população com 17.463,349 de pessoas e densidade demográfica de 399,16 habitantes/m<sup>2</sup> (IBGE, 2022). Oito divisões regionais, denominadas Regiões de Governo (RG), dividem administrativamente o estado em 92 municípios: Noroeste Fluminense (NOF), Norte Fluminense (NF), Baixadas Litorâneas (BL), Serrana (S), Centro-Sul Fluminense (CSF), Metropolitana (M), Médio Paraíba (MP), e Costa Verde (CV). Nove Regiões Hidrográficas (RHs), dividem o estado em bacias hidrográficas: I (Baía da Ilha Grande), II (Guandu), III (Médio Paraíba do Sul), IV (Piabanha), V (Baía de Guanabara), VI (Lagos São João), VII (Rio Dois Rios), VIII (Macaé e das Ostras), IX (Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana), Figura 14.

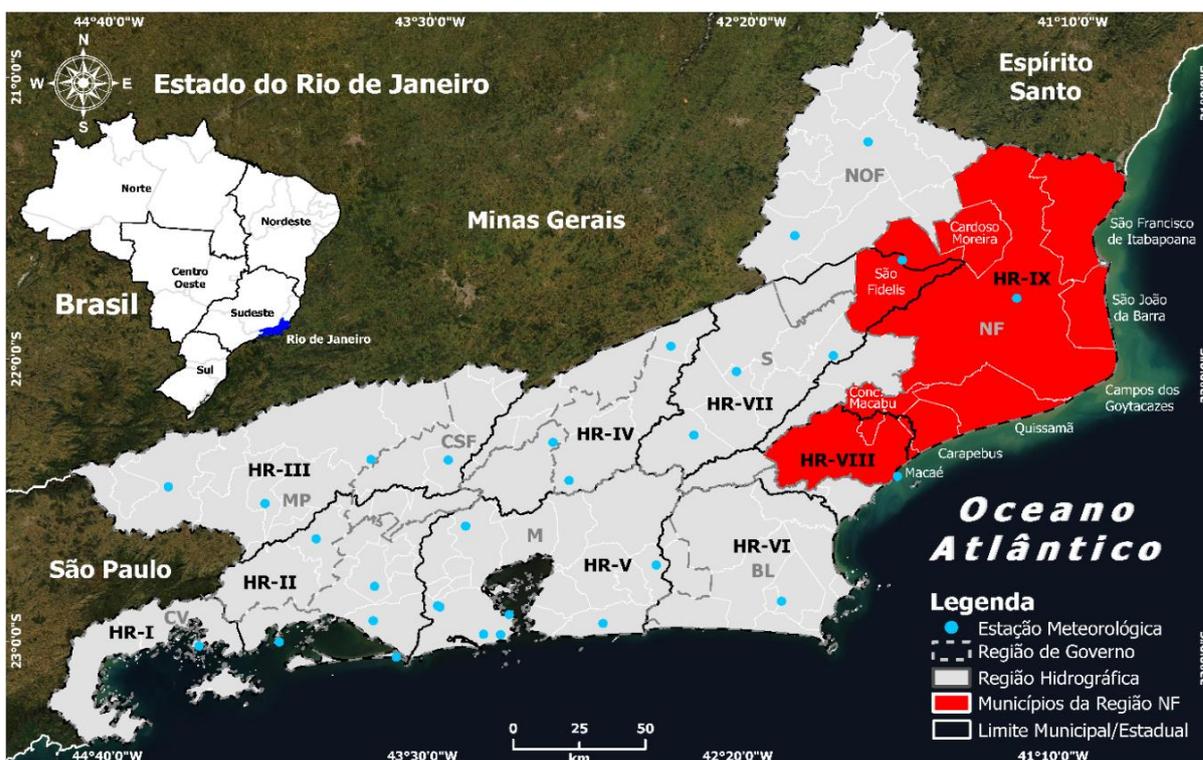


Figura 14. Enquadramento geográfico das áreas de estudo: ERJ e Região Norte Fluminense. Fonte: Autor

No contexto das Regiões de Governo, apresentamos na Tabela 11 a configuração dos municípios, área territorial, quantitativo populacional e densidade demográfica de cada região.

Tabela 11. Regiões de Governo, municípios, área, população e densidade demográfica.

Região de Governo	Área (km <sup>2</sup> )	População (2021)	Dens. Dem. (hab/km <sup>2</sup> )	Municípios
<b>Metropolitana</b>	6739,242	12.883.887	1.912	Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Itaguaí, Seropédica, Rio de Janeiro, Nilópolis, Queimados, Japeri, Paracambi, Nova Iguaçu, Belford Roxo, São João de Meriti, Duque de Caxias, Magé, Guapimirim, Itaboraí, Tanguá, Maricá, Mesquita, Niterói e São Gonçalo
<b>Noroeste Fluminense</b>	5371,53	337.773	63	Varre-Sai, Porciúncula, Natividade, Laje do Muriaé, Itaperuna, Bom Jesus do Itabapoana, São José de Ubá, Miracema, Santo Antônio de Pádua, Aperibé, Itaocara, Cambuci e Italva
<b>Norte Fluminense</b>	9.740,13	977.246	100	São Francisco de Itabapoana, Cardoso Moreira, São Fidélis, Campos dos Goytacazes, São João da Barra, Quissamã, Conceição de Macabu, Carapebus e Macaé
<b>Baixas Litorâneas</b>	3639,12	892.079	245	Rio das Ostras, Casimiro de Abreu, Silva Jardim, Cabo Frio, Araruama, Saquarema, São Pedro da Aldeia, Iguaba Grande, Arraial do Cabo e Armação dos Búzios
<b>Serrana</b>	6939,244	859.282	124	Carmo, Cantagalo, São Sebastião do Alto, Santa Maria de Madalena, Duas Barras, Cordeiro, Macuco, Sumidouro, Bom Jardim, Trajano de Moraes, Nova Friburgo, Teresópolis, Petrópolis e São José do Vale do Rio Preto
<b>Centro-Sul Fluminense</b>	3027,049	290.477	96	Comendador Levy Gasparian, Paraíba do Sul, Vassouras, Engenheiro Paulo de Frontin, Miguel Pereira, Paty de Alferes, Três Rios, Areal, Sapucaia e Mendes
<b>Costa Verde</b>	2105,322	300.287	143	Paraty, Angra dos Reis e Mangaratiba
<b>Médio Paraíba</b>	6188,793	922.318	149	Barra do Pirai, Barra Mansa, Itatiaia, Pinheiral, Pirai, Porto Real, Quatis, Resende, Rio Claro, Rio das Flores, Valença e Volta Redonda

Fonte: IBGE (2022).

Acerca das Regiões Hidrográficas, a Tabela 12 apresenta o conjunto de municípios, área territorial e bacias contribuintes que integram sua abrangência.

Tabela 12. Regiões hidrográficas, área, municípios e bacias contribuintes.

Região Hidrográfica	Área (km <sup>2</sup> )	Municípios	Bacias
<b>I. Baía da Ilha Grande</b>	6739,242	<b>Totalmente:</b> Paraty e Angra dos Reis <b>Parcialmente:</b> Mangaratiba	Bacias contribuintes à Baía de Paraty, Bacia do Rio Mambucaba, Bacias Contribuintes à Enseada de Bracuí; Bacia do Bracuí, Bacias Contribuintes à Baía da Ribeira, Bacias da Ilha Grande, Bacia do Rio Conceição de Jacaréi.
<b>II. Guandu</b>	5371,53	<b>Totalmente:</b> Engenheiro Paulo de Frontin, Itaguaí, Japeri, Paracambi, Queimados e Seropédica <b>Parcialmente:</b> Barra do Pirai, Mangaratiba, Mendes, Miguel Pereira, Nova Iguaçu, Pirai, Rio Claro, Rio de Janeiro, Vassouras	Bacia do Santana, Bacia do São Pedro, Bacia do Macaco, Bacia do Ribeirão das Lajes, Bacia do Guandu (Canal São Francisco), Bacia do Rio da Guarda, Bacias Contribuintes à Represa do Ribeirão das Lajes, Bacia do Canal do Guandu, Bacia do Guandu-Mirim, Bacias Contribuintes ao litoral de Mangaratiba e Itacurussá, Bacia do Mazomba, Bacia do Piraquê ou Cabucu, Bacia do Canal do Itá, Bacia do Ponto, Bacia do Portinho, Bacias da Restinga de Marambaia, Bacia do Pirai.
<b>III. Médio Paraíba do Sul</b>	9.740,13	<b>Totalmente:</b> Itatiaia, Resende, Porto Real, Quatis, Barra Mansa, Volta Redonda, Pinheiral, Valença, Rio das Flores, C. Levy Gasparian <b>Parcialmente:</b> Mendes, Rio Claro, Pirai, Barra do Pirai, Vassouras, Miguel Pereira, Paty do Alferes, Paraíba do Sul e Três Rios.	Bacias do Preto, Bacias do Curso Médio Superior do Paraíba do Sul
<b>IV. Piabanha</b>	3639,12	<b>Totalmente:</b> Areal, São José do Vale do Rio Preto, Sapucaia, Sumidouro, Teresópolis	Bacias da Margem Direita do Médio Inferior do Paraíba do Sul, Bacia do Piabanha, Sub-bacias dos Rios Paquequer e Preto.

Região Hidrográfica	Área (km <sup>2</sup> )	Municípios	Bacias
		<b>Parcialmente:</b> Carmo, Petrópolis, Paraíba do Sul, Três Rios, Paty do Alferes	
<b>V. Baía de Guanabara</b>	6939,244	<b>Totalmente:</b> Niterói, São Gonçalo, Itaboraí, Tanguá, Guapimirim, Magé, Duque de Caxias, Belford Roxo, Mesquita, São João de Meriti, Nilópolis <b>Parcialmente:</b> Maricá, Rio Bonito, Cachoeira de Macacu, Petrópolis, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro.	Bacias Contribuintes às Lagunas de Itaipu e Piratininga, Bacia do Guaxindiba-Alcântara, Bacia do Caceribu, Bacia do GuapimirimMacacu, Bacia do Roncador ou Santo Aleixo, Bacia do Iriiri, Bacia do Suruí, Bacia do Estrela, Inhomirim e Saracuruna, Bacias Contribuintes à Praia de Mauá, Bacia do Iguazu, Bacia do Pavuna-Meriti, Bacias da Ilha do Governador, Bacia do Irajá, Bacia do Faria-Timbó, Bacias drenantes da vertente norte da Serra da Carioca, Bacias drenantes da vertente sul da Serra da Carioca, Bacias Contribuintes à Praia de São Conrado, Bacias Contribuintes ao Complexo Lagunar de Jacarepaguá.
<b>VI. Lagos São João</b>	3027,049	<b>Totalmente:</b> Silva Jardim, Araruama, Cabo Frio, Armação de Búzios, Saquarema, Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia, Arraial do Cabo <b>Parcialmente:</b> Rio Bonito, Cachoeira de Macacu, Casimiro de Abreu, Rio das Ostras, Maricá	Bacia do São João, Bacia do Uma, Bacia do Canal de Medeiros, Bacias Contribuintes ao Complexo Lagunar de Saquarema, Jacané e Araruama, Bacias do litoral de Búzios.
<b>VII. Rio Dois Rios</b>	2105,322	<b>Totalmente:</b> Bom Jardim, Duas Barras, Cordeiro, Macuco, Cantagalo, São Sebastião do Alto, Itaocara <b>Parcialmente:</b> Carmo, Nova Friburgo, Trajano de Moraes, Santa Maria Madalena, São Fidélis.	Bacia do Rio Negro e Grande/Dois Rios, Bacia do Ribeirão do Quilombo, Bacia do Ribeirão das Areias, Bacia do Rio do Colégio.
<b>VIII. Macaé e das Ostras</b>		<b>Totalmente:</b> Macaé <b>Parcialmente:</b> Carapebus, Conceição de Macabu, Casimiro de Abreu, Nova Friburgo, Rio das Ostras	Bacia do Jundiá, Bacia do Macaé e Bacia do Imboacica.
<b>IX. Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana</b>	6188,793	<b>Totalmente:</b> Quissamã, São João da Barra, Cardoso Moreira, Italva, Cambuci, Itaperuna, São José de Ubá, Aperibé, Santo Antônio de Pádua, Natividade, Miracema, Laje do Muriaé, Bom Jesus do Itabapoana, São Francisco do Itabapoana, Porciúncula, Varre-Sai <b>Parcialmente:</b> Trajano de Moraes, Conceição de Macabu, Carapebus, Santa Maria Madalena, Campos dos Goytacazes e São Fidélis.	Bacia do Muriaé, Bacia do Pomba, Bacia do Pirapetinga, Bacia do Córrego do Novato e Adjacentes, Pequenas Bacias da Margem Direita e Esquerda do Baixo Paraíba do Sul, Bacia do Jacaré, Bacia do Campelo, Bacia do Cacimbas, Bacia do Muritiba, Bacia do Coutinho, Bacia do Grussaí, Bacia do Iquipari, Bacia do Açú, Bacia do Pau Fincado, Bacia do Nicolau, Bacia do Preto, Bacia do Preto Ururá, Bacia do Pernambuco, Bacia do Imbé, Bacia do Córrego do Imbé, Bacia do Prata, Bacia do Macabu, Bacia do São Miguel, Bacia do Arrozal, Bacia da Ribeira, Bacia do Carapebus, Bacia do Itabapoana, Bacia do Guaxindiba, Bacia do Buena, Bacia do Baixa do Arroz, Bacia do Guriri.

Fonte: INEA (2021).

#### 4.1.1. Aspectos Climáticos

Conforme Alvares et al. (2013), o clima nas divisões administrativas do ERJ, estabelecido com base na classificação de Köppen é tropical no NOF, NF e BL; monção tropical na M; clima marítimo úmido no S; e clima tropical subtropical/de altitude no MP e CSF. As mais diversas variações no uso e cobertura do solo ocorreram nas últimas décadas, contribuindo para o aumento dos riscos climáticos, associados ao aumento gradual da temperatura média do ar, chuvas extremas e, principalmente, à gravidade e duração das secas em algumas regiões do Rio de Janeiro (BRITO et al., 2017; SOBRAL et al., 2018).

O Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) exerce grande influência no clima do ERJ, pois inibe a entrada de frentes, causando inversão térmica e concentração de poluentes

nos principais centros urbanos, e ventos predominantes nas direções norte e nordeste de baixa intensidade, principalmente no nordeste do estado. Segundo Reboita et al. (2010), os sistemas transitórios em âmbito regional incluem: i) ciclones extratropicais; ii) vórtices ciclônicos de alta origem subtropical; e iii) sistemas convectivos de mesoescala, que promovem aumento da nebulosidade, precipitação e intensificação do vento. A formação da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), caracterizada por uma faixa de nebulosidade convectiva que se estende em geral da Amazônia ao Oceano Atlântico na direção noroeste-sudeste, é comum entre novembro e março (KOUSKY, 1988; KODAMA 1992a, b, 1993). Décadas de pesquisas têm mostrado que o ERJ é caracterizado por alta variabilidade de precipitação, devido à sua topografia complexa e proximidade com a costa, o que influencia a ocorrência de sistemas meteorológicos de mesoescala, como brisas terrestres/marítimas e de vale/montanha e Sistemas Convectivos de Mesoescala sobre a região (NIMER, 1972; DAVIS & NAGHETTINI, 2000; DEREZYNSKI et al., 2009; BRITO et al., 2017; LIMA et al., 2021).

Os máximos são típicos de áreas com alta altitude, enquanto os mínimos são típicos de áreas baixas e costeiras (SILVA & DEREZYNSKI, 2014; SOBRAL et al., 2018). Os maiores índices pluviométricos médios anuais, segundo Silva & Dereczynski (2014), encontram-se na divisa da região Metropolitana e das Baixadas Litorâneas com a região Serrana, onde a precipitação média anual varia entre 2.500 e 2.800 mm. De acordo com Brito et al (2017); Sobral et al. (2018); Lyra et al. (2018), a precipitação total anual varia de 1000 mm a 2300 mm, enquanto Alvares et al. (2013) observaram que a temperatura do ar varia entre 12°C e 14°C nas regiões de maior altitude (> 850 m.a.s.l.), e entre 24°C e 26°C nas regiões costeiras. Conforme Sobral et al. (2018), a precipitação média anual no ERJ para o período 1979 - 2009 foi de 1544 mm, distribuída da seguinte forma: BL (2144 mm), CV (1912 mm), MP (1602 mm), M (1571 mm) e S (1547 mm), que tiveram médias superiores à média estadual no período, enquanto CS (1307 mm), NOF (1235 mm) e NF (1033 mm) ficaram abaixo da média. Em termos de sazonalidade, os meses com menos chuvas são junho, julho e agosto, enquanto os meses com os maiores totais de chuva ocorrem entre novembro e março, dependendo da região do estado.

## **4.2. Área de estudo**

A área de estudo está situada na porção Norte do ERJ (Figura 15), estendendo-se entre os paralelos 21°S e 22,5°S (aproximadamente 124 km de extensão norte-sul) e os meridianos 41°W e 42°W (cerca de 110 km de extensão oeste-leste), composto pelos principais municípios produtores de cana-de-açúcar, dos quais destacam-se Campos dos Goytacazes, Carapebus,

Cardoso Moreira, Conceição de Macabu, Quissamã, São Francisco de Itabapoana e São João da Barra. A área de estudo, denominada por Região Norte Fluminense (RNF), possui extensão territorial de 7488,31 km<sup>2</sup> e uma população de 672.361 habitantes, entre outros aspectos, conforme a tabela 13. A maior população da RNF fica em Campos dos Goytacazes (77%), cuja densidade demográfica é a mais alta (128 hab/km<sup>2</sup>), constituindo um território de grande complexidade em função da intensa dinâmica populacional. A área de estudo constitui o maior pólo regional da cultura canavieira no ERJ, destacando-se Campos dos Goytacazes, São Francisco do Itabapoana, Carapebus e Quissamã, municípios com maior densidade de produção dos produtos da cana-de-açúcar, bem como de queima de sua biomassa.

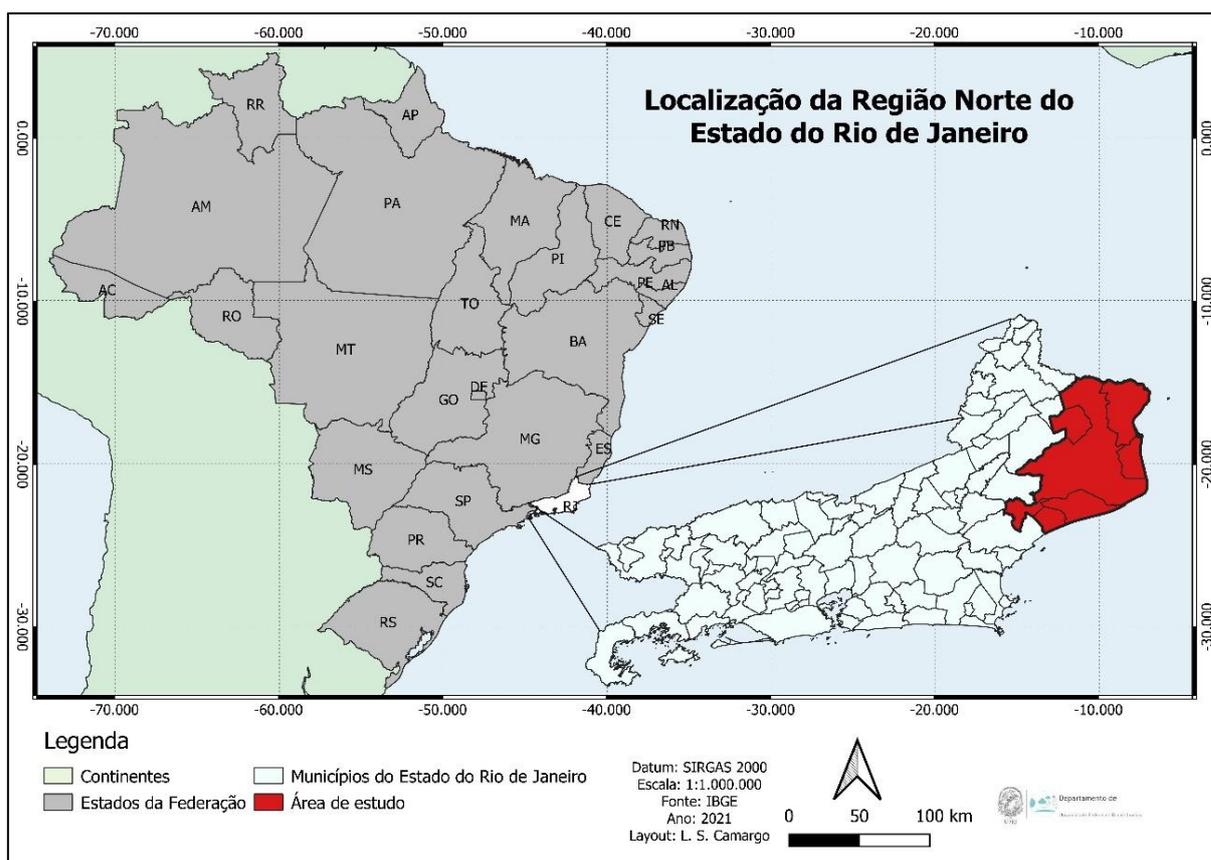


Figura 15. Mapa de localização da Região Norte Fluminense no Estado do Rio de Janeiro. Fonte: Autor

Tabela 13. Características gerais dos municípios da região Norte Fluminense.

Município	Área (km <sup>2</sup> )	População (2021)	Dens. Dem. (hab/km <sup>2</sup> )	PIB per capita (R\$)	RFE (%)	IDHM
Campos dos Goytacazes	4.032,49	514.643	128	57.329,81	-	0,716
Carapebus	304,885	16.859	55	27.798,02	93	0,713
Cardoso Moreira	522,596	12.818	25	22.923,99	75,4	0,648
Conceição de Macabu	338,26	23.561	70	16.185,92	81,9	0,712
Macaé	1.216,99	266.136	219	58.803,47	47,9	0,764
Quissamã	719,643	25.535	35	154.726,99	93,5	0,704
São Fidélis	1.034,83	38.749	37	19.002,34	-	0,691

Município	Área (km <sup>2</sup> )	População (2021)	Dens. Dem. (hab/km <sup>2</sup> )	PIB per capita (R\$)	RFE (%)	IDHM
São Francisco de Itabapoana	1.118,04	42.214	38	24.265,57	91,3	0,639
São João da Barra	452,396	36.731	81	220.707,37	74,7	0,671

RFE (Receitas de Fontes Externas). Fontes: IBGE (2022).

## 4.2.1. Características Geobiofisiográficas

### 4.2.1.1. Geomorfologia

Morfologicamente, a RNF do ERJ apresenta um relevo diversificado, separados por planícies, tabuleiros, colinas, serras e pontões, conforme figura 16.

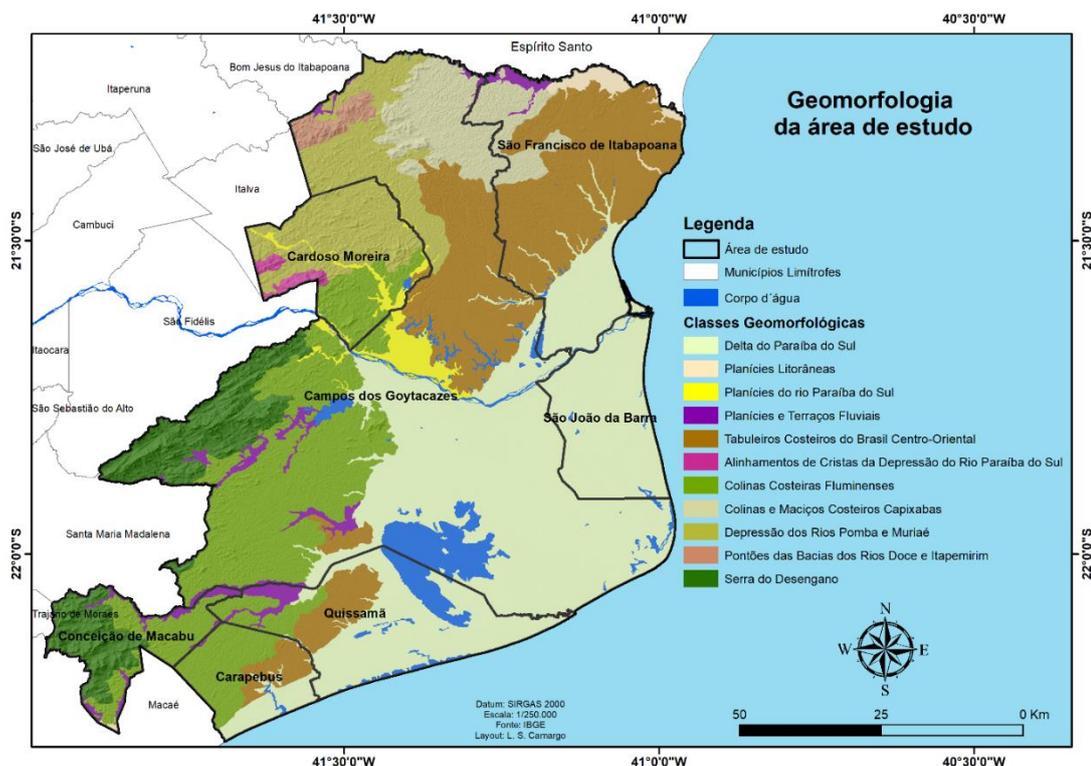


Figura 16. Mapa Geomorfológico da área de estudo. Fonte: Autor

As planícies estão subdivididas em Deltáticas, Estuarinas e Praiais. Segundo IBGE (2009), estas formas morfológicas são áreas planas resultantes da combinação de processos de acumulação fluvial e marinha, sujeitas a inundações periódicas, podendo comportar canais fluviais, manguezais, cordões arenosos e deltas. Ocorre nas baixadas litorâneas, próximo às embocaduras fluviais, representando 2.575 km<sup>2</sup> ou 34% da região de estudo, presente nos municípios de Campos dos Goytacazes, Carapebus, São Francisco do Itabapoana, São João da Barra e Quissamã.

Os tabuleiros são conjuntos de formas de relevo de topo plano elaboradas em rochas sedimentares, em geral limitadas por escarpas com altitudes relativamente baixas, variando de 20 a 50 metros em relação ao nível do mar, que acompanha todo o litoral do Brasil desde o Rio

de Janeiro até o Amapá (DANTAS et al., 2014) e constituem 1349 km<sup>2</sup> ou 18% da área de estudo predominantes na parte norte de Campos dos Goytacazes, excedendo-se por parte do território de Quissamã e Carapebus.

As colinas são pequenas elevações de um terreno, menor que uma montanha, com um declive suave (TIRADENTES, 2021) que constituem 1724 km<sup>2</sup> ou 23% da área de estudo, com predominância em Conceição de Macabu.

As serras constituem relevos acidentados, elaborados em rochas diversas, formando cristas e cumeadas ou as bordas escarpadas de planaltos (IBGE, 2009), respondendo por 61 km<sup>2</sup> ou 1% da área de estudo, concentrando-se nos municípios de Campos dos Goytacazes e Conceição de Macabu.

#### **4.2.1.2. Declividade**

Declividades entre 0% - 3% são caracterizados como relevo plano e corresponde a 4022 km<sup>2</sup> da área de estudo, equivalente a 54% do total da área. Neste cenário, despontam-se os municípios de São João da Barra, Quissamã e Campos dos Goytacazes, o que favorece a prática de cultivo da cana-de-açúcar. Os municípios que concentram as maiores declividades estão presentes em Cardoso Moreira e Conceição do Macabu, classificadas entre relevo montanhoso e fortemente montanhoso. Parte do território de Campos dos Goytacazes e Conceição do Macabu é ocupada pela Serra do Desengano cujo ecossistema abriga grande quantidade da fauna e flora do Estado do Rio de Janeiro (MODESTO et al., 2008). A figura 17 ilustra as distintas classes de declividade da região de estudo.

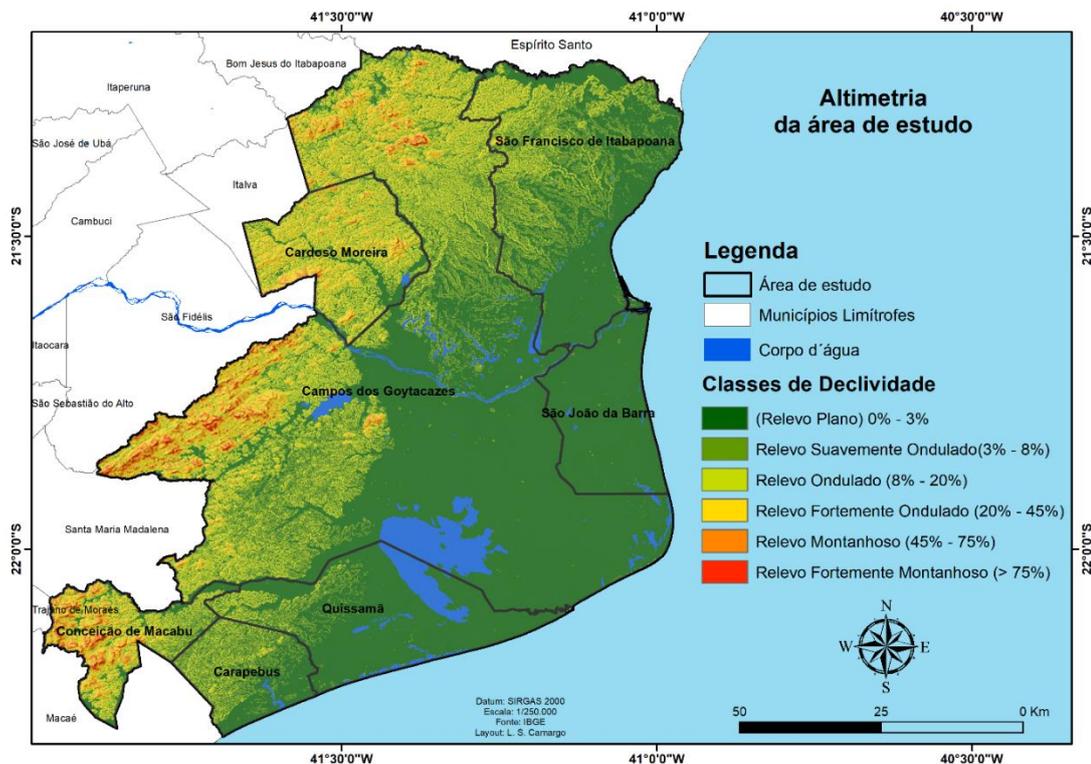


Figura 17. Mapa de Declividade da área de estudo. Fonte: Autor

#### 4.2.1.3. Altimetria

Regionalmente, a grande variação altimétrica influencia o padrão de uso e cobertura do solo, e por consequência, no padrão de dispersão de poluentes atmosféricos. As regiões de menor altitude são proporcionais às de menores declividades, favorecendo a prática agropastoril e a ocupação urbana no entorno dos principais corpos hídricos (RAMALHO, 2005). Como descrito por Eaglemen (1991), regiões com elevadas altitudes causam maior concentração de poluentes, em virtude da dificuldade da dispersão horizontal deles, fato este um agente não limitador em boa parte da área de estudo, visto que 77% do território é composto por áreas com altitude compreendidas entre 11 – 22 m, entre as quais se destacam os municípios de São João da Barra, Quissamã, Carapebus e o noroeste de Campos dos Goytacazes (Figura 18).

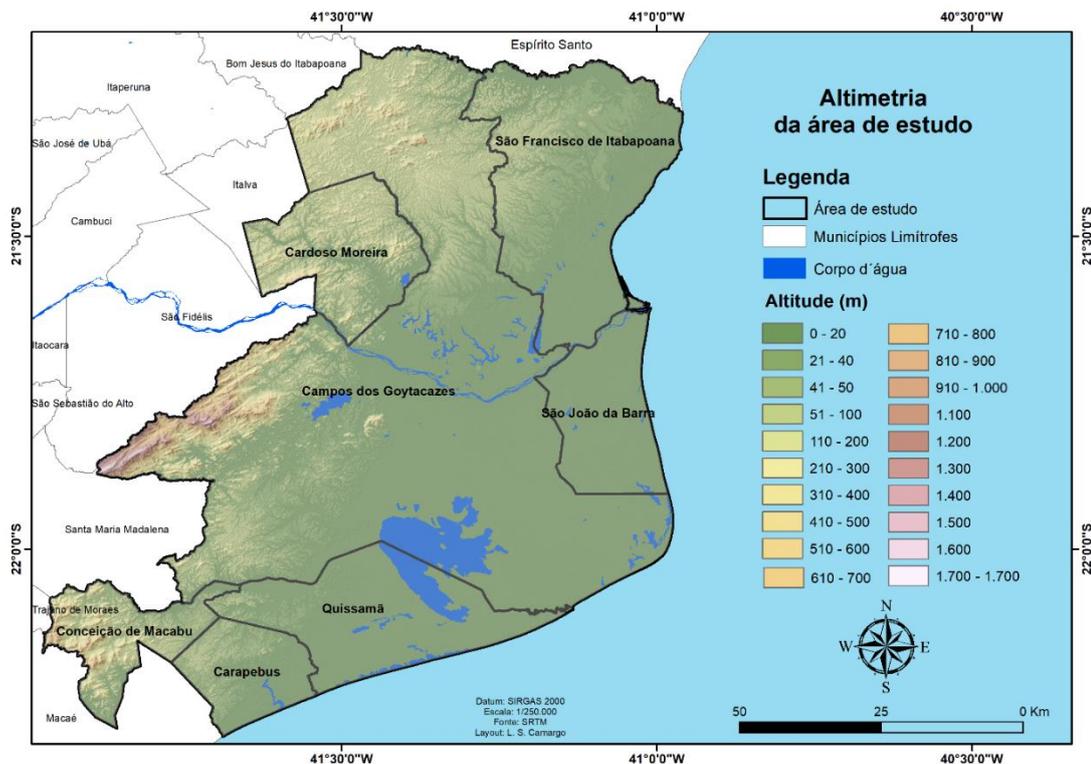


Figura 18. Mapa de Altimetria da área de estudo. Fonte: Autor

#### 4.2.1.4. Climatologia

A região possui uma meteorologia complexa, principalmente devido à configuração geomorfológica, altimétrica, vegetação pluralizada e a proximidade com o Oceano Atlântico que contribuem para a diversidade climatológica de toda a área. Os principais aspectos que caracterizam o quadro meteorológico local (direções predominantes dos ventos, intensidades e estabilidade atmosférica) são fundamentais para a definição de cenários no sentido de serem aplicadas modelagens específicas, especialmente no que diz respeito à dispersão de poluentes. Nos campos da distribuição espacial de temperatura do ar e de precipitação destaca-se a Serra dos Órgãos, com altitudes que variam entre 100 e 1611 m.

As temperaturas mínimas variam entre 17 e 18,5°C no inverno e entre 21,5 e 23°C no verão. As maiores temperaturas mínimas registradas no Norte do ERJ se devem a menor latitude e à influência dos ventos de nordeste mais quentes oriundos do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS). Nas estações de transição as temperaturas mínimas variam de 18,5°C a 24,5°C no outono e 17,0 a 20,0°C na primavera. As temperaturas máximas variam entre 24,5°C e 27,5°C no inverno e entre 29,0°C e 32,0°C no verão. Nas estações de transição as temperaturas máximas 27,5°C e 29,0°C no outono e 26,0°C e 27,5°C na primavera (SILVA & DERECHYNSKI, 2014; SOBRAL et al., 2018).

Anualmente os índices pluviométricos estão na ordem de 1000 mm, os menores na comparação com as demais regiões do estado (SILVA & DEREZYNSKI, 2014), devido a localização a sotavento da Serra do Mar, favorecendo a compressão na baixa troposfera por ocasião das penetrações de escoamento de SW (ANDRÉ et al., 2008). Os regimes de chuvas são influenciados pelas Convecções locais, os Sistemas Frontais (SF), a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e a atuação das circulações das brisas marítimas e terrestres (BRITO, 2014) com exceção das circulações das brisas vale-montanha devido à característica plana da região Noroeste e Norte Fluminense (NIMER, 1972).

No verão, os índices pluviométricos são os mais elevados especialmente devido ao estabelecimento da ZCAS e de convecção local sendo dezembro o detentor do maior acumulado mensal. No inverno, há redução brusca dos totais de precipitação, acumulado médio de 35 mm, sendo a chuva neste período comumente associado a SF (SILVA & DEREZYNSKI, 2014; SOBRAL et al., 2018).

Durante as estações de transição, a primavera possui totais pluviométricos ligeiramente maiores que os do outono, uma vez que a primavera é a estação do ano com o maior número de passagens de frentes frias pela região Sudeste do Brasil (JUSTI DA SILVA & SILVA DIAS, 2002).

Os ventos de Nordeste (NE), a uma frequência de 38%, são predominantes na região de estudo, fenômeno este associado a fatores climatológicos e locais (BASTOS & FERREIRA, 2000; DEUS, 2010).

#### **4.2.1.5. Uso e Cobertura do Solo**

As categorias de uso do solo (Figura 19) existentes na área de estudo são diversificadas, fruto de distintas composições geomorfológicas, topográficas e climatológicas.

Uma fração do Parque Estadual do Desengano concentra-se na área de estudo. Esta fração é constituída por uma floresta Ombrófila Densa Montana e Submontana, de precipitações médias de 1.300 mm e temperaturas que variam com a altitude (KURY & RAMALHO, 2008) com variação altimétrica entre 700 e 1.600 m.

Cerca de 3.392,18 km<sup>2</sup> da região de estudo é ocupada por pastagem, abundantes nos municípios de Cardoso Moreira e Conceição de Macabu, que em períodos de baixa precipitação apresentam alto risco de queimadas deflagrados por ações antrópicas (CAMARGO et al., 2019; RODRIGUES et al., 2020), semelhantes no tocante a baixa declividade. Outro elemento de destaque na expressão territorial da região de estudo é a área destinada ao cultivo da cana-de-

açúcar que ocupa 1.384,6 km<sup>2</sup>, principalmente nos municípios de Campos dos Goytacazes e São Francisco do Itabapoana, que respondem por 86% ou 1.192,87 km<sup>2</sup> da área total de plantio.

O litoral dos municípios de Carapebus, Campos dos Goytacazes, São Francisco do Itabapoana, São João da Barra e Quissamã possuem extensas áreas ocupadas por cordões arenosos, com o município de São João da Barra apresentando 52% ou 233,75 km<sup>2</sup> de seu território ocupado por essa tipologia de solo.

O município de Campos dos Goytacazes concentra a maior mancha urbana da região de estudo com 65% ou 100,37 km<sup>2</sup> do total da área ocupada. Destaca-se que Campos dos Goytacazes apresenta proximidade espacial dos canais com as concentrações urbanas.

Neste sentido, a identificação das fontes primárias de poluição atmosférica, como a queima de uma determinada biomassa, correlacionado com os aspectos geobiofisiográficos e climatológicos locais são fundamentais para o entendimento do transporte e impactos sobre um ambiente local ou distal da fonte emissora.

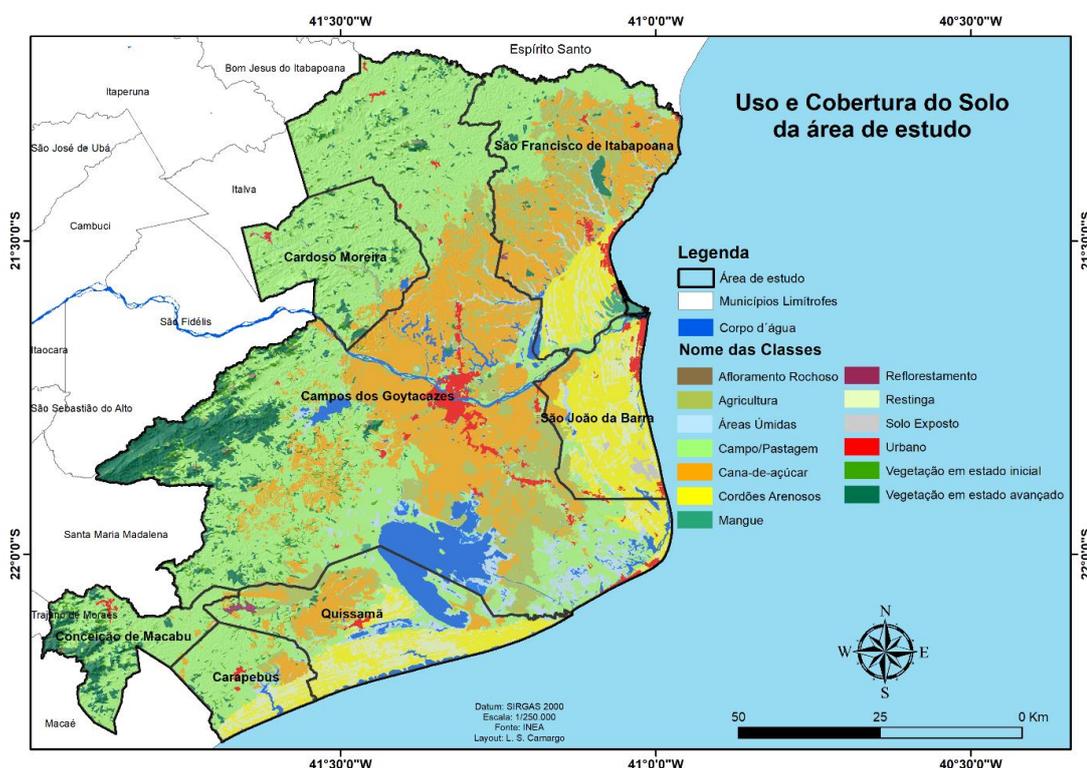


Figura 19. Mapa de Uso e Cobertura do Solo da área de estudo. Fonte: Autor

## 4.2.2. Aspectos Socioeconômicos

### 4.2.2.1. Processo Histórico de Ocupação

Os primeiros vestígios de ocupação territorial na RNF se deram pela chegada dos portugueses a região, ocasionando confronto com os índios da etnia goitacá, que habitava as aldeias lacustres, porém sem desenvolvimento de processo ocupacional.

Em 1538, Pero de Góis foi o primeiro a plantar cana-de-açúcar no Norte Fluminense numa pequena povoação a que deu o nome de Vila da Rainha, situada a pouca distância da foz do rio Itabapoana, no atual município de São João da Barra, seguindo o método de se levantar engenhos em regiões de abundantes recursos hídricos e próximo a matas para o fornecimento de lenha. Em 1627, por ordem da Coroa Portuguesa, a Capitania de São Tomé foi dividida em glebas, doadas a sete capitães portugueses, alguns deles donos de engenho na região da Guanabara, favorecendo assim a ocupação. Em 1650 foi implantado o primeiro engenho em solo campista, batizado de São Salvador, vigorando a prática do cultivo de cana-de-açúcar no século XIX dando início da cultura da cana-de-açúcar na planície goitacá, concentrando a criação de gado para atual São João da Barra (PARANHOS, 2006).

A partir de 1830, com a introdução do primeiro engenho a vapor a houve grande transformação no processo de produção de açúcar, desenvolvendo a região Norte Fluminense e elevando a categoria de cidade vilarejos como Campos dos Goytacazes em 1835. O aparecimento da ferrovia, em 1837, com a inauguração do trecho Campos - Goytacazes facilitou o escoamento dos insumos derivados da cana-de-açúcar, transformando o município em centro ferroviário da região (RAMALHO, 2005; GAMA, 2016).

A conjuntura destes fatores trouxe a região norte desenvolvimento econômico e social. Segundo Francisco (2009) melhorias estruturais e sociais, tais como construção de hospitais, instituições para menores abandonados, obras de saneamento, construção de estradas, entre outras, tem como origem o dinamismo econômico proveniente da cana-de-açúcar. Este modelo de expansão econômica favoreceu a concentração de extensos latifúndios, modernizando e dinamizando a recém-formada agroindústria sucroalcooleira fluminense, de modo que a região Norte do ERJ concentrava extensos canaviais e elevada produção no setor nacional, posição esta conservada até a década de 30. Um fato marcante na economia regional foi a criação do Instituto do Açúcar e do Alcool (IAA) em 1933, que passou a intervir diretamente no setor agroindustrial sucroalcooleiro, na administração dos preços do açúcar e do álcool, estabelecendo cotas de produção por safra, modelo este que até o início da década de 1940 favoreceu as Usinas do Nordeste e do ERJ, contudo nas décadas posteriores passou a beneficiar as agroindústrias açucareiras paulistas, o que desaqueceu o setor sucroalcooleiro fluminense nos anos posteriores (FRANCISCO, 2009). Os reflexos dos acontecimentos econômicos, políticos, socioculturais da região Norte-Fluminense e do país trouxeram aumento da população e mudanças no espaço urbano. A partir da década de 1950, ocorreu o aumento do processo de urbanização da cidade, expandindo-se em todas as direções na forma de grandes loteamentos, o que gerou a criação de novas sedes distritais (DE MELO & DE SOUZA ARAÚJO, 2014).

Os reflexos dos acontecimentos econômicos, políticos, socioculturais da região Norte-Fluminense e do país trouxeram aumento da população e mudanças no espaço urbano. A partir da década de 1950, ocorreu o aumento do processo de urbanização da cidade, expandindo-se em todas as direções na forma de grandes loteamentos, o que gerou a criação de novas sedes distritais (DE MELO & DE SOUZA ARAÚJO, 2014). Na década de 70, após crise desencadeada pelo aumento do preço do barril do petróleo, o Brasil se deparou com uma grave crise energética. Como combate a escassez de recursos fósseis, uma vez que a produção petrolífera brasileira não era autossuficiente e a taxa de importação adotou valores impraticáveis, deu-se início à ativação do Programa Nacional do Álcool – PROALCOOL mediante o Decreto Federal 1.186 de 27/08/71 possibilitando a introdução de inovações, fusões e reformas de indústrias sucroalcooleiras. A aplicação destas mediadas no parque industrial fluminense protagonizou uma urgente demanda de mercado que não pode ser suprida devido à escassez de matéria – prima e o surgimento de um novo modelo gestão das indústrias sucroalcooleiras que passou a ser gerenciada por grupos econômicos, contrastando com o modelo de administração tradicional/familiar desativando indústrias de menor aporte financeiro (DE MELO & DE SOUZA ARAÚJO, 2014).

Ainda na década de 70, em contraste com a crise energética nacional, houve a descoberta de um lençol petrolífero na plataforma continental Norte Fluminense denominada Bacia de Campos, que após o início de suas atividades de exploração trouxe uma ampla transformação econômica e social (RAMOS, 2016).

A década de 90 foi marcada pela queda dos preços do petróleo no cenário mundial, o que retirou o suporte do governo às usinas e destilarias com os problemas ocasionados pelo PROÁLCOOL, a extinção do IAA e a escassez regional da cana-de-açúcar, agravaram a situação do setor produtivo canavieiro no Norte Fluminense. Segundo Ramos (2016), a população urbana que na década de 90 representava 84,46% do total de habitantes saltou para 90,29% em 2010, fato relacionado aos fortes investimentos nacionais e internacionais no setor petrolífero, o qual provocou intenso fluxo migratório de trabalhadores em busca de melhores condições de trabalho e qualidade de vida.

Atualmente, o setor sucroalcooleiro da RNF do ERJ apresenta sinais de recuperação de suas atividades econômicas, reativando usinas de moagem e, conseqüentemente, aumentando a quantidade de moagem da cana-de-açúcar (UDOP, 2021).

### 4.2.3. Aspectos Gerais da RNF

A RNF possui os menores acumulados pluviométricos do ERJ (SILVA & DEREZYNSKI, 2014; SOBRAL et al., 2018) e altas taxas de evapotranspiração, propiciando as maiores taxas de déficit hídrico do estado (FERNANDES, 2012), e favorecendo assim o surgimento de extensas áreas suscetíveis à ocorrência de focos de calor em diferentes períodos do ano. De acordo com o mapa de suscetibilidade a focos de calor do ERJ, elaborado pelo Centro de Estudos e Pesquisas em Defesa Civil (CEPEDEC, 2019), a Região Hidrográfica IX (Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana), sobre a qual a área desse estudo está inserida, anualmente apresenta 53% de sua região propícia ao surgimento de focos de calor, 44,62% no período seco e 22,15% no período úmido, configurando uma região com alto potencial a queimadas e incêndios florestais no ERJ (FERNANDES, 2012).

Associado aos aspectos climatológicos, a prática da queima da cana-de-açúcar em fase anterior à colheita é usual na região, fazendo conexão com o maior número absoluto de registros associados à queima de biomassa da cana-de-açúcar (CAÚLA, 2014; SANTOS, 2015), e contribuindo para a queda nos padrões de qualidade do ar local e dos municípios limítrofes (SILVA et al., 2010), com potencial de provocar danos à saúde da população de maior vulnerabilidade, assim como danos de ordem econômica e ambiental (MOLLMANN JUNIOR, 2014).

Segundo Smiderle (2009) e Crespo (2014), o setor sucroalcooleiro da RNF tende a manter a prática da queima dos canaviais antes da colheita, em função dos fatores:

- Econômicos: As indústrias e agricultores não apresentam condições materiais ou recursos financeiros para a promoção da irrigação e outros tipos de tratos culturais necessários;
- Ambientais: A tradicional prática de queimadas dos canaviais por ocasião da colheita;
- Fundiários: Diversas propriedades são muito pequenas para receber as máquinas colheitadeiras, ou seja, inferiores ao valor mínimo de 100 hectares, consideradas fundamentais para eliminar as queimadas;
- Além dos fatores climatológicos regionais que podem melhorar ou piorar a qualidade do ar, influenciando na concentração e diluição dos poluentes, principalmente no inverno (CASTRO & RIBEIRO, 2017; FERREIRA et al., 2017; MATAVELI et al., 2018).

A RNF, considerada uma das mais problemáticas do ERJ no contexto dos impactos ambientais, apresenta conflitos derivados de atividades relacionadas à implantação de grandes empreendimentos: Complexo Logístico Industrial Farol Barra do Furado, na divisa Quissamã - Campos dos Goytacazes, o Complexo Logístico Portuário do Açú (CLIPA), em São João da

Barra, e o Terminal Portuário Offshore Canaã, em São Francisco do Itabapoana; além daqueles associados à indústria de óleo & gás, consolidada desde os anos 70. Em decorrência deste processo, o crescimento e a expansão desordenada de cidades como Macaé, Campos dos Goytacazes e São João da Barra intensificou o fluxo de pessoas, bens e mercadorias, bem como os problemas gerados pela expansão urbana acelerada e desordenada: falta de saneamento básico, precariedade de transporte, uso inadequado do solo urbano, entre outros aspectos; elementos que caracterizam a vulnerabilidade socioambiental regional (AGUIAR, 2017).

Esses grandes empreendimentos e projetos foram responsáveis por rápidas transformações que se desencadearam no contexto regional, causando inúmeros conflitos e impactos socioambientais. O Porto do Açú, por exemplo, condenou o município de São João da Barra a ter uma função portuária como atividade principal, com as atividades tradicionalmente mais importantes: agricultura e pecuária; sendo excluídas como setor econômico básico, processo que ocasionou impactos sociais (PRADO & ROCHA, 2015).

No setor sucroalcooleiro, a RNF passou por um processo de modernização, mas manteve disparidades econômicas e sociais, não levando mudanças aos demais setores regionais (PRADO & ROCHA, 2015). Apesar do baixo dinamismo econômico regional de base agropecuária, o município de Campos de Goytacazes possui significativa área territorial ocupada com cana-de-açúcar, e tem a maior produção da cultura na região, embora com baixa produtividade. As RHs IX e X são as principais áreas produtoras de cana-de-açúcar do ERJ, responsáveis por 93% das colheitas.

A produção de açúcar e álcool, bem como os subprodutos e geração de energia através do uso do bagaço, que movimentam um volume monetário representativo regionalmente, foram responsáveis por uma expressão econômica significativa da RNF. Apesar dos benefícios econômicos gerados, muitas desvantagens são apontadas, entre as quais: necessidade de grandes espaços para a produção, ocupações desordenadas, uso intenso de agrotóxicos e fertilizantes químicos no sistema de produção, bem como o uso da queima no processo de colheita, prática causadora de diversos impactos ambientais, sociais e econômicos.

## CAPÍTULO 5

### 5. DADOS, FERRAMENTAS E ASPECTOS METODOLÓGICOS

#### 5.1. Dados e Ferramentas

Neste capítulo são apresentados os dados e os *softwares* utilizados para alcançar os resultados propostos na dissertação. No tocante aos dados, foram utilizados produtos oriundos do Sensoriamento Remoto – Focos de calor, dados climatológicos, imagens orbitas do satélite Landsat 8 – e registros meteorológicos com origem em estações meteorológicas e de qualidade do ar. Os *softwares* utilizados forneceram as análises estatísticas e os dados necessários para produção dos mapas de suscetibilidade a focos de calor e das cicatrizes de queimadas.

##### 5.1.1. Focos de Calor

Para identificação dos meses de maior surgimento de focos de calor na área de estudo foram utilizados dados provenientes do sensor Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) a bordo dos satélites AQUA, disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) em <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>, na página do projeto BDQueimadas, no período entre 2003 – 2018.

##### 5.1.2. Climatologia

O entendimento da climatologia do ERJ em relação aos valores estimados de precipitação e temperatura nos períodos anual, verão e inverno foi representada com uso de dados globais, disponibilizado em <https://www.worldclim.org/>, com resolução espacial de 1 km<sup>2</sup> e construídos a partir de uma série histórica de 1970 a 2000 (FICK & HIJMANS, 2017).

No estudo de caso, o entendimento mensal da direção e intensidade predominante dos ventos foi obtido pela coleta dos dados presente na estação meteorológica A607 localizado no município de Campos dos Goytacazes e pela estação de qualidade do ar Mc-Cabiúnas localizado no município de Macaé. Os dados da estação A607 foram disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e os dados da estação Mc-Cabiúnas foram disponibilizados pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA). A tabela 14 sintetiza as informações obtidas.

Tabela 14. Localização da estação meteorológica e de qualidade do ar utilizada na pesquisa

Estação Meteorológica			
Estação	Ano	Latitude	Longitude
A607(Campos dos Goytacazes)	2016	-21.71472222	-41.34388888
Mc-Cabiúnas	2016	-22,308658	-41,752967

Fonte: Autor

### 5.1.3. Qualidade do Ar

A concentração horária de  $MP_{10}$  foi obtida com os dados da estação de qualidade do ar Mc-Cabiúnas, localizada no município de Macaé.

### 5.1.4. Plataformas Imageadoras

A partir dos dados oriundos da missão SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) com resolução espacial de 30 m, disponibilizados pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2021), construiu-se os mapas geomorfológicos (Declividade, Altimetria e Orientação de Encostas) que compõe o conjunto de variáveis úteis na identificação das áreas suscetíveis ao surgimento de focos de calor

No estudo de caso, a identificação das cicatrizes de queimadas deu-se pelo uso de cenas multiespectrais captadas pelo sensor Operacional Land Imager (OLI), abordo do satélite Landsat-8 e disponibilizadas pela *United States Geological Survey* (USGS, 2021), entre os anos de 2015 e 2020, com resolução espacial de 30 m.

### 5.1.5. Uso e Cobertura do Solo

O dado de uso e cobertura do solo foram obtidos do INEA (2020), ano base 2015, foi utilizado para a construção do mapa de uso e cobertura do solo no ERJ e para a identificação dos canaviais presentes no norte do ERJ.

## 5.2. Aplicações de Softwares

Os softwares utilizados para elaboração da dissertação são descritos em função de sua aplicabilidade conforme tipos de dados e produtos esperados, como se segue:

- Para realização das análises estatísticas e construção dos gráficos Boxplot foi utilizado o programa estatístico R Gui na versão 3.6.2;
- Para construção da rosa dos ventos e poluição foi utilizado o software WRPLOTVIEW – Freeware;
- Para identificação da severidade de queimadas foi utilizado o *Google Earth Engine* (GEE);

- Para a construção dos mapas aplicados, foram utilizados programa de geoprocessamento Quantum GIS - versão 3.10, e ArcGIS - versão 8.5.

### 5.3. Metodologia

O estabelecimento das regiões de maior suscetibilidade ao surgimento de focos de calor no ERJ deu-se a partir de cinco abordagens integradas:

- Definição dos fatores;
- Análise exploratória dos focos de calor;
- Processamento dos dados e geração dos produtos;
- Aplicação do método AHP e;
- Validação dos resultados obtidos.

A partir do estabelecimento das regiões de maior suscetibilidade a focos de calor no ERJ, em função de sua sazonalidade, propõe-se um estudo de caso na região Norte do ERJ justificado pela elevada extensão territorial suscetível ao surgimento de focos de calor e a dinâmica da produção de cana-de-açúcar. Para este fim, levantou-se a hipótese da queda dos padrões de qualidade do ar em Macaé devido as queimadas de canaviais na região Norte do ERJ, visto que o produto da queima de canaviais emite  $MP_{10}$  na atmosfera local, sendo transportado para os municípios limítrofes. Para embasar a hipótese adota, cinco análises foram estabelecidas:

- A realização da análise descritiva da distribuição de focos de calor na região norte do ERJ entre os anos 1999 – 2018;
- A determinação das direções e velocidades predominantes dos ventos, nos municípios de Campos dos Goytacazes e Macaé representados na Rosa dos Ventos;
- A estimativa anual do nível de severidade da queima de canaviais na região de estudo;
- A correlação estatística entre os focos de calor e o  $MP_{10}$ ;
- A determinação das concentrações de  $MP_{10}$  no município de Macaé representados na Rosa de Poluição.

O fluxograma apresentado na Figura 20 ilustra o procedimento metodológico adotado na pesquisa.

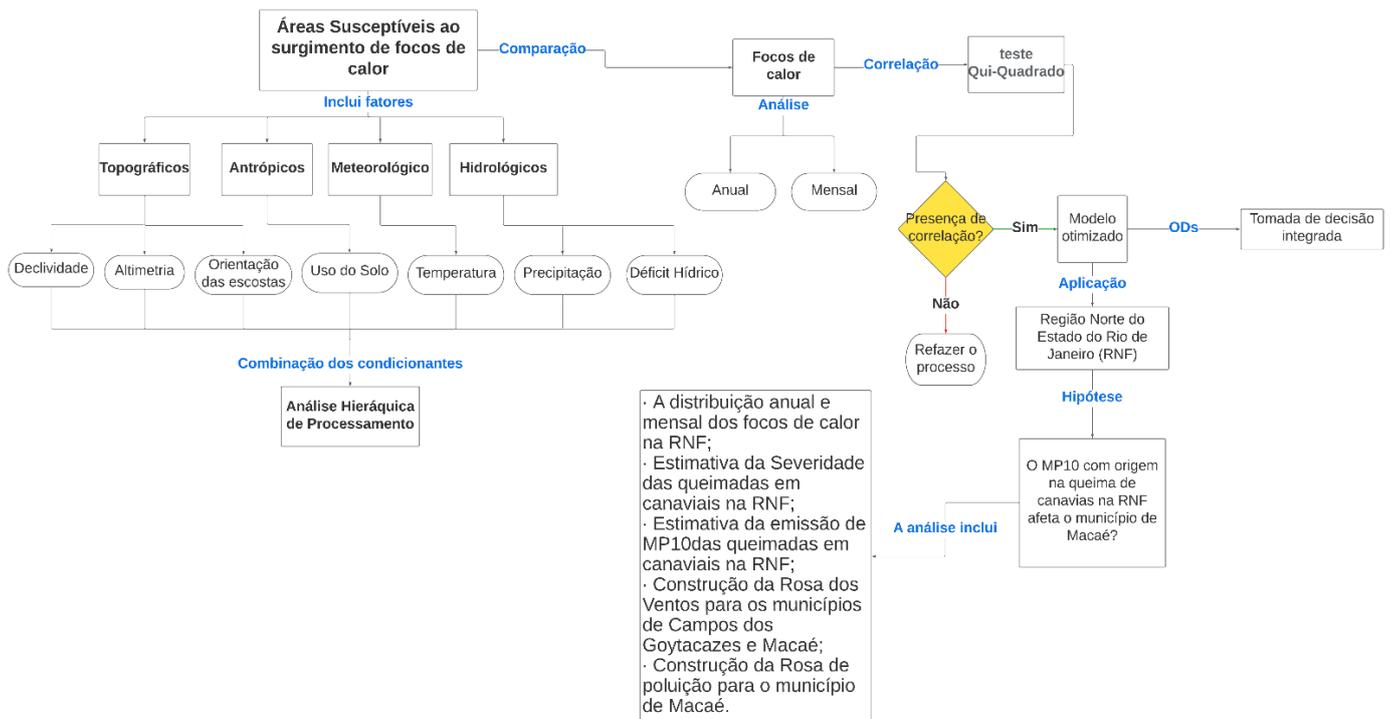


Figura 20. Procedimento metodológico adotado na pesquisa. Fonte: Autor

### 5.3.1. Definição dos fatores

A definição dos fatores meteorológicos, hidrológicos, topográficos e antrópicos convergem com as pesquisas publicadas por Prudente & Rosa (2010), Fernandes et al. (2011) Adab et al. (2013), Sausen & Lacruz (2015), Aximoff et al. (2016) e Martin et al. (2017). As contribuições que enfatizam as principais variáveis ambientais que favorecem o surgimento e propagação das queimadas no ERJ são: declividade do solo, uso do solo, temperatura, precipitação, orientação de encostas, altimetria e déficit hídrico

### 5.3.2. Focos de Calor

A análise do conjunto de dados dos focos de calor relacionados ao bioma Mata Atlântica, obtidos do satélite AQUA e disponibilizado pelo BD Queimadas (INPE, 2020), está restrita à série temporal de 18 anos de observação, de janeiro de 1999 a dezembro de 2017, com distinção do tipo de sensor (MODIS) e satélite (órbita polar). Os dados foram separados em dados anuais e mensais, representando ocorrências em diferentes épocas na região de estudo. Destaca-se a diferenciação dos focos em termos de ocorrência em locais improváveis: corpos d'água, afloramentos rochosos e áreas urbanas, designadas como Áreas não Suscetíveis à Ocorrência de Focos (ANSOF), extraída dos dados de uso do solo e excluídas da série temporal.

O comportamento sazonal dos focos de calor foi determinado usando Boxplot em escalas anual e mensal, que são úteis na identificação de outliers.

Para o estudo de caso os dados foram separados por ano, mês, e em quatro horários de observação (madrugada, manhã, tarde, noite), a fim de representar as ocorrências em diferentes épocas e horários, conforme passagem do satélite na região de estudo, diferenciando ou identificando as diferentes biomassas onde os focos de calor foram registrados. As análises adotadas foram retratadas pela construção do gráfico Boxplot nas escalas anuais, mensais e horárias identificando outliers.

### **5.3.3. Processamento de Dados e Geração dos Produtos**

Os dados foram convertidos do formato vetorial (shapefile) para o matricial, gerando mapas de uso do solo e déficit hídrico. De acordo com a seção de metadados do INEA (INEA 2021), a construção do uso e cobertura do solo foi feita a partir do uso de cenas do satélite Landsat - 8, sensor multiespectral pancromático, com resolução espacial de 30 m para 2015, por meio de análise dirigida a objetos (GEOBIA - Geographic Object-Based Image Analysis), e disponibilizado no formato vetorial, e escala 1/250.000. De acordo com Cronemberger et al. (2011), o déficit hídrico foi calculado usando a equação de Thornthwaite (THORNTHWAITE, 1948), que se baseou nos dados de temperatura média do ar do Worldclim e no fotoperíodo médio para conversão dos dados de temperatura média do ar em dados de evapotranspiração Potencial (ETP). Em seguida, o método de Thornthwaite & Mather (1955), usado para geração do balanço hídrico, foi utilizado no cálculo da evapotranspiração real (RE). Este método estima a evapotranspiração real, levando em consideração a capacidade de armazenamento de água no solo, em função da profundidade média das raízes (cobertura vegetal) por tipo de solo. Valores de capacidade de armazenamento de água para vegetação em estágio de recuperação médio a avançado: aproximadamente 300 mm e inicial 200 mm; pastagens e outras culturas: 100 mm; e irregular urbano: 50 mm; Áreas urbanas e corpos d'água não foram considerados. Os valores negativos acumulados, taxa de armazenamento, taxa de variação, evapotranspiração real, déficit hídrico e excedente hídrico foram calculados a partir desses valores, resultando no modelo de balanço hídrico (CRONEMBERGER et al., 2011), obtendo como resultado os valores de déficit hídrico para o ERJ em três diferentes cenários.

Após a adequação dos dados a um formato comum (matricial), as variáveis foram reclassificadas em cinco notas diferentes, variando de muito baixa (nota 1) a muito alta (nota 5), com base no grau de inflamabilidade da biomassa superficial disponível (uso e cobertura do solo), incidência (orientação), propagação das chamas (altitude e declividade) e locais onde a

precipitação é inferior à evapotranspiração (precipitação e déficit hídrico). Usando o método AHP, cada variável escolhida recebeu um valor ordinal hierárquico normalizado após a reclassificação. As coordenadas geográficas foram transformadas em métricas, utilizando a projeção cônica equivalente de Albers (OLIVEIRA & SARAIVA, 2015) e estimando a área ocupada por cada classe de suscetibilidade no ERJ em quilômetros quadrados (CAMARGO et al., 2019). Os dados de déficit hídrico, precipitação e temperatura têm distribuição de frequência variável, pois refletem diferentes períodos sazonais (anual, verão e inverno).

Para padronizar essas variáveis, os valores observados ( $x_i$ ) foram transformados em valores de pontuação ( $Z_i$ ), conforme proposto por Ferreira (2016), usando a Equação 8.

$$Z_i = \frac{x_i - \bar{X}}{\sigma} \quad \text{Eq. (8)}$$

Onde:

$x_i$  = Valores observados;

$\bar{X}$  = Valor da média das observações;

$\sigma$  = Desvio padrão;

Segundo Ferreira (2016), usar a escala padrão para dados de déficit hídrico, precipitação e temperatura pode ajudar a remover a interferência das variações sazonais de frequência. Valores negativos de  $Z_i$  indicam que o valor de  $x_i$  no período sazonal estudado é inferior à média regional. Valores positivos indicam o contrário, que  $x_i$  é maior que a média regional; e quando  $Z_i = 0$ ,  $x_i$  é igual à média sazonal. A este respeito, a variável padronizada  $Z_i$  é mais eficaz no posicionamento quantitativo de uma unidade geográfica, em relação ao contexto regional (CHARRE, 1995).

#### **5.3.4. Aplicação do Método AHP**

Com base em valores numéricos obtidos pela aplicação do método AHP, foi estabelecido o nível de importância que cada condicionante exerce na ocorrência dos focos de calor, denominados pesos, que posteriormente foram combinados por sobreposição dos temas para indicar as regiões mais vulneráveis, para as quais foram gerados os mapas de suscetibilidade. A escala resultante adotada na sobreposição dos temas em diferentes escalas cartográficas foi a de menor resolução espacial. Nesse sentido, a resolução espacial do Worldclim é de 1 km<sup>2</sup>, correspondendo a uma escala de 1/5.000.000, garantindo que os erros de posicionamento ou geometria permaneçam abaixo dos valores especificados para a escala de mapeamento (MOURA et al., 2009; SAMPAIO & BRANDALIZE, 2018), o que é compatível com a extensão geográfica do ERJ.

### **5.3.5. Validação dos Resultados Obtidos**

Para avaliar a acurácia do modelo cartográfico proposto, os registros anuais de focos de calor entre 2003 e 2017 foram comparados com o mapa de suscetibilidade anual, obtendo-se a frequência de ocorrência por classe de suscetibilidade, bem como os focos de calor que surgiram entre dezembro e março (verão), e de junho a setembro (inverno), representada por gráficos de barras. A medida de associação entre os “mapas de suscetibilidade” e os “focos de calor” das variáveis foi realizada com uso do teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para duas amostras independentes, com nível de confiança de 95%, assumindo as seguintes hipóteses:

- $H_0$ : há independência entre as categorias das variáveis;
- $H_1$ : Não há independência entre as categorias das variáveis.

### **5.3.6. Construção das Rosas dos Ventos**

A partir dos dados de direção e velocidade dos ventos da estação meteorológica A607 (INMET, 2019) em Campos dos Goytacazes, e da estação de qualidade do ar Mc – Cabiúnas (INEA, 2019), foram elaboradas as rosas dos ventos para quatro cenários distintos nos anos 2015 e 2016. Os registros que apresentavam vazios observacionais foram removidos e transformados em formato compatível com o software WRPLOTVIEW. Após este procedimento, os dados foram organizados em dois períodos de análise: a) de janeiro a maio; b) de junho a outubro; justificados pelo fato destes concentrarem os menores e maiores registros de focos de calor na região de estudo. Posteriormente, os dados foram separados em quatro horários de observação (madrugada, manhã, tarde, noite), a fim de avaliar a direção e intensidade dos ventos, gerando as rosas dos ventos sob a óptica dos regimes de circulação regional e local, assim como os efeitos peculiares de sua microlocalização com base na escala de ventos de Beaufort (WMO, 2000).

### **5.3.7. Análise descritiva da concentração de $MP_{10}$ e Construção das Rosas de Poluição**

Os registros horários de  $MP_{10}$  no município de Macaé, obtidos da estação de qualidade do ar Mc – Cabiúnas, fomentaram a análise descritiva da concentração horária do poluente, separados por meses e em quatro horários de observação (madrugada, manhã, tarde, noite), e representado com uso do gráfico de caixas. As concentrações horárias de  $MP_{10}$  foram representadas em rosas de poluição, seguindo a legislação CONAMA nº 491, de 2018, com adendo de não considerar a concentração média de 24 horas e sim concentrações horárias

superiores a 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , representado em diferentes gradações de cores, conforme tabela 15, abaixo.

Tabela 15. Concentrações horárias de  $\text{MP}_{10}$  conforme legislação CONAMA de 2018.

Padrões de Qualidade do Ar	Gradação de cores	Concentração horária em $\text{mg}/\text{m}^3$
PF		50
PI – 3		75
PI – 2		100
PI – 1		>120

Fonte: Autor

### 5.3.8. Detecção de Áreas Queimadas: Aplicação do Índice Espectral dNBR

A identificação das áreas queimadas, assim como a severidade da queima, foi realizada mediante a aplicação do dNBR, entre os anos 2015 e 2020, utilizando-se o programa de geoprocessamento Quantum GIS - versão 3.10, e o ambiente computacional Google Earth Engine (GEE).

No Quantum GIS, foi realizada a extração das áreas ocupadas pelos canaviais, embasado nas informações de classes de vegetação cultivadas no ERJ, oriundas do portal GeoINEA e disponível em <https://www.arcgis.com/apps/MapSeries>. Segundo as informações disponibilizadas nos metadados, a base de dados geoespaciais – no formato shapefile – foi construída a partir da interpretação de fotografias aéreas, na escala aproximada de 1:30.000, levantamentos de campo e informações de órgãos setoriais parceiros, conferindo precisão aos dados disponibilizados. Após a identificação e extração das áreas ocupadas por canaviais, estas foram importadas para o ambiente computacional do GEE.

No ambiente computacional do GEE, foi estabelecido o período de pré-queima – entre os meses de janeiro a maio – e o período de pós-queima – entre os meses de junho a outubro (PESSANHA, 2004; CASTRO & RIBEIRO, 2017; GOMES & TRINDADE, 2018) para a aplicação do dNBR. Em seguida, foi aplicada a função `maskL8sr (image)`, presente na plataforma, a fim filtrar as imagens e retirar as nuvens existentes.

Posteriormente, a identificação do nível de severidade das queimadas foi alcançada pela aplicação do dNBR, a partir de cenas do satélite ambiental Landsat-8 (Bandas 4 e 7), anos de 2015 e 2020, com resolução espacial de 30 m na banda multiespectral, e contemplando os municípios: Campos dos Goytacazes, Carapebus, Cardoso Moreira, Conceição de Macabu, Quissamã, São Francisco do Itabapoana e São João da Barra. O uso do satélite Landsat – 8 têm como arcabouço a obtenção de uma mesma tecnologia de aquisição de dados e pelo fato das imagens disponibilizadas serem ortorretificadas, o que minimiza erros métricos oriundos da perspectiva cônica do sensor OLI a bordo da plataforma orbital (COELHO & BRITO, 2007).

Após esta etapa, seis dados no formato raster foram gerados e importados para o Quantum GIS, a fim de transformar as coordenadas geográficas em planimétricas, aplicando a projeção cônica equivalente de Albers. Feita a transformação para coordenadas planimétricas, foi realizado o fatiamento de classes, conforme método proposto por Key & Benson (2006), divididas em níveis de severidade de queimadas. As tonalidades de verde variam de alta regeneração às queimadas pretéritas até áreas que não sofreram queimadas. A partir da paleta de cor amarela, foi averiguada a presença de queimadas sem regeneração da vegetação local, variando em função de sua severidade. Por fim, realizou-se a estimativa do quantitativo de áreas queimadas, em hectares, conforme níveis de severidade e organizados no formato tabular.

### 5.3.9. Análise Estatística

A medida de associação entre as variáveis “Focos de Calor” e “Material Particulado” foi realizada mediante a aplicação da correlação de Spearman para duas amostras independentes, cujo nível de confiança foi de 95%, assumindo-se as seguintes hipóteses:

- $H_0$ : Existe independência entre as categorias das variáveis;
- $H_1$ : Não existe independência entre as categorias das variáveis.

Os focos de calor entre os anos de 2015 e 2016 foram separados mensalmente e em função de sua biomassa (Cana-de-açúcar, pastagem e outros), contemplando os municípios citados: Campos dos Goytacazes, Carapebus, Cardoso Moreira, Conceição de Macabu, Quissamã, São Francisco do Itabapoana e São João da Barra; e organizados segundo a frequência de ocorrência absoluta dos focos de calor. Posteriormente à esta etapa, e verificações de semelhança dos dados de focos de calor, os dados de  $MP_{10}$  foram organizados segundo a concentração horária mensal. De tal modo, esses dados foram organizados no formato tabular e cada frequência acumulada mensal de focos de calor, distribuída pelos municípios, foi comparada com as concentrações horárias de  $MP_{10}$  para 2015 e 2016, gerando a correção estatística de Spearman ( $r_s$ ) e o respectivo nível de significância estatística. P-valores superiores a 0,05 foram descartados, independente da força de correlação.

### 5.3.10. Quantificação do material particulado emitido pela queima da cana de açúcar

A partir da estimativa das áreas queimadas de cana de açúcar foi aplicado o método Seiler & Crutzen (1980) a fim de aquilatar as emissões provenientes da queima. Os parâmetros ( $\alpha_{cana} \cdot \beta_{cana} \cdot E_f^{[\eta]}$ ) adotados foram baseados em estudos referentes aos processos de queima de cana de açúcar, onde foram adotados como dados: o fator de emissão ( $E_f^{[\eta]}$ ) de  $1,81 \pm 0,14$

para o  $MP_{10}$  (MUGICA-ÁLVAREZ et al., 2018); a quantidade de biomassa acima do solo disponível para queima ( $\alpha_{cana}$ ) de acordo com os dados disponibilizados pela Secretaria de Agricultura, Pecuária, Pesca e Abastecimento do Estado do Rio de Janeiro (EMATER – RJ) para a RNF entre 2015 – 2018, de acordo com a figura 21; o fator de combustão ( $\beta_{cana}$ ) igual a 0,8 (FIGUEIREDO et al., 2010) e a área queimada ( $a_{fogo}$ ) determinada pela aplicação do  $dNBR$ .

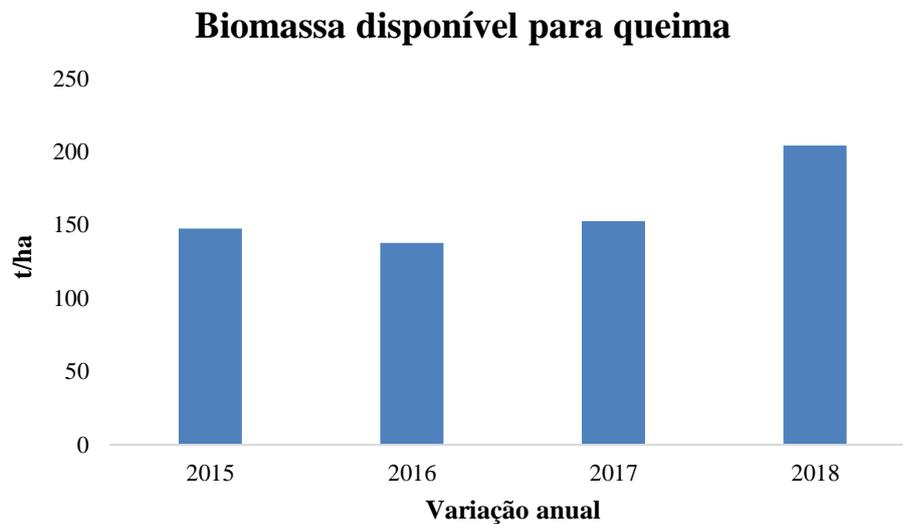


Figura 21. Quantidade de biomassa acima do solo disponível para queima em toneladas por hectare. Fonte: EMATER – RJ

## CAPÍTULO VI

### 6. RESULTADOS

Os principais resultados da pesquisa produziram um conjunto de elementos que contribuem para o entendimento científico e conhecimento do espaço geográfico do ERJ e da RNF acerca do tema incêndios e seus desdobramentos. Inicialmente, apresentamos na escala do ERJ a susceptibilidade aos incêndios, a partir das características geobiofisiográficas e condições de associação com os focos de calor, integrando as áreas afetadas e suscetíveis no contexto dos ODS. Posteriormente, considerando o contexto sub-regional (RNF) e local (Campos dos Goytacazes), bem como a importância da análise integrada de suas complexidades e informações, através da sazonalidade dos focos de calor e o regime predominante dos ventos, foram identificadas as áreas atingidas pela queima de biomassa da cana, cuja correlação estatística determinou a degradação da qualidade do ar no município de Macaé, condição gerada pelo transporte de MP<sub>10</sub>. Desta forma, os principais resultados abrangem:

- Suscetibilidade aos Incêndios no ERJ:
  - Análise Espaço-temporal dos Focos de Calor;
  - Fatores Condicionantes;
  - Mapa de Suscetibilidade ao Surgimento de Focos de Calor;
  - Correlação Estatística entre Focos de Calor e a Suscetibilidade ao Risco de Incêndios;
  - Análise da Suscetibilidade ao Surgimento de Focos de Calor.
- Região Norte-Fluminense: O problema da Queima da Biomassa da Cana-de-Açúcar:
  - Distribuição dos Focos de Calor;
  - Regime de Ventos predominantes nos anos 2015 e 2016;
  - Estimativa das Áreas atingidas pela Queima de Biomassa da Cana-de-Açúcar;
  - Avaliação da Concentração de MP<sub>10</sub> no município de Macaé;
  - Correlação Estatística entre os Focos de Calor e o MP<sub>10</sub>;
  - Análise da Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar.

#### 6.1. Suscetibilidade aos Incêndios no ERJ

##### 6.1.1. Análise Espaço-Temporal dos Focos de Calor no ERJ

Entre 2003 e 2017, 12.819 focos de calor foram registrados no ERJ, dos quais 2041 foram classificados como ANSOF, quando comparados ao mapa de uso do solo (INEA, 2021), e posteriormente descartados da validação estatística, restando 10.778 focos de calor totais. Na

distribuição anual, 2007 e 2014 foram marcados pelos valores máximos das séries adotadas, com destaque para o acúmulo de 1.378 focos de calor em 2007 (Figura 22).

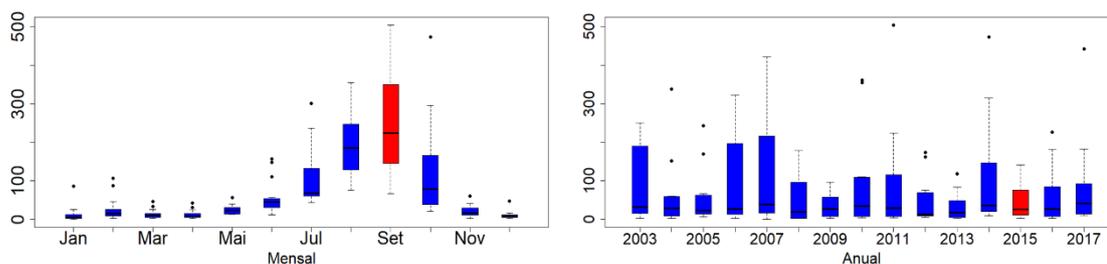


Figura 22. Bloxplot dos focos de calor no ERJ, período 2003–2017: a) Anual, e b) Mensal. Fonte: Autor

Em 2014, no mês de fevereiro, foram registrados 107 focos de calor, significando um aumento de 296% em relação ao valor médio das observações entre os anos 2003 e 2017. Em 2015, no mês de janeiro, foram registrados 86 focos de calor, um aumento de 562% em relação ao número médio de observações entre os anos 2003 e 2017. A distribuição mensal dos focos de calor entre os anos 2003 e 2017 demonstra o comportamento sazonal do fenômeno, e mostra que em janeiro e abril, o número médio de focos de calor permaneceu praticamente estável, exceto para os outliers, e aumentou em maio e junho. A partir do mês de julho, notou-se um aumento progressivo das ocorrências, que atingiram seu pico em setembro, com diminuição do número de registros após o mês de outubro.

### 6.1.2. Fatores Condicionantes

Para gerar o mapa de suscetibilidade ao risco de incêndios, sete fatores relevantes, incluindo variáveis ambientais, foram considerados como dados para as ocorrências de incêndios: fatores topográficos, incluindo declividade, altitude e orientação do declive (GHORBANZADEH et al., 2018; KOLDEN & ABATZOGLOU, 2018; LAUTENBERGER, 2017); fatores de origem humana, incluindo o uso e cobertura do solo (POURGHASEMI et al., 2016); fatores meteorológicos, incluindo temperatura (períodos anual, seco e úmido); e fatores hidrológicos, incluindo déficit hídrico (período anual, seco e úmido) e precipitação (períodos anual, seco e úmido) (GANTEAUME et al., 2013), conforme as Figuras 23 e 24.

#### 6.1.2.1. Declividade

O mapa de declividade, elaborado a partir do modelo digital de elevação SRTM, identificou 17.829,32 km<sup>2</sup> com declividades classificadas em fortemente onduladas segundo metodologia da EMBRAPA (SANTOS et al., 2006), o que corresponde a 40,86% do território do ERJ. Na comparação entre as RHs, a RH-IV (Piabanha) é a que mais se destaca,

apresentando 69,17%, ou 2.452,31 km<sup>2</sup> com declividades superiores a 45%. A Tabela 16 destaca as classes de suscetibilidade predominantes para cada Fator Condicionante (FC), em relação à declividade.

Tabela 16. Classificação de suscetibilidade atribuída à categoria declividade.

Declividade		Nota	RH Predominante		
Classes	Percentual de Declividade		Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	0% a 3%	1	1484,55	41,22%	VI
Baixa	3% a 8%	2	833,69	23,15%	VI
Média	8% a 20%	3	243,81	37,86%	III
Alta	45% a 75%	4	1939,27	54,70%	IV
Muito Alta	>75%	5	513,04	14,47%	IV

Fonte: Autor

### 6.1.2.2. Altimetria

Utilizando o método de Jenk, que minimiza a soma da variância dentro de cada classe (FERREIRA, 2017), foram estabelecidas cinco classes altimétricas, separadas de acordo com o maior percentual de área ocupada por RHs (Tabela 17). Os valores altimétricos entre 1.280 m e 2.765 m foram equivalentes a 3.242,41 km<sup>2</sup> (7,43%) do ERJ. A RH-I (Baía da Ilha Grande) teve 346,97 km<sup>2</sup> (20,50%) de sua área ocupada, com valores acima de 1.208 m, dominando a comparação entre todas as RHs.

Tabela 17. Classificação da suscetibilidade para a condicionante altimetria.

Altimetria		Nota	RH Predominante		
Classes	Classes Altimétricas		Área (km <sup>2</sup> )	Porcentagem	RH
Muito Baixa	0 m – 218.5 m	1	4431.69	32.86%	IX
Baixa	218.6 m – 524.5 m	2	833.69	23.15%	VI
Média	524.6 m – 841.5 m	3	2431.82	37.86%	III
Alta	841.6 m – 1279 m	4	1939.27	54.70%	IV
Muito Alta	1280 m – 2765 m	5	346.97	20.50%	I

Fonte: Autor

### 6.1.2.3. Orientação das Encostas

As encostas orientadas nas direções N e NO têm maior exposição à luz solar, aspecto que influencia no aumento da capacidade de evaporação do material combustível na superfície (FERRAZ & VETTORAZZI, 1998). Com base neste princípio, as maiores pontuações foram atribuídas às direções que receberam maior radiação solar, enquanto as direções com menor exposição receberam as menores pontuações na reclassificação (Tabela 18), as quais ocuparam 24,67% do território do ERJ, equivalentes a uma área de 10.784,72 km<sup>2</sup>. A RH-VII (Rio Dois Rios) teve 1.210,08 km<sup>2</sup>, ou 27,69% das vertentes orientadas no sentido norte-noroeste.

Tabela 18. Classificação da suscetibilidade para a categoria orientação de encostas.

Orientação das Encostas		Nota	RH Predominante		
Classes	Exposição		Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	Plano – Sul – Sudeste	1	631.29	36.80%	I

Orientação das Encostas		Nota	RH Predominante		
Classes	Exposição		Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Baixa	Sudoeste	2	749.01	11.66%	III
Média	Leste - Oeste	3	1509.10	23.49%	III
Alta	Nordeste	4	742.97	17.00%	VII
Muito Alta	Norte – Noroeste	5	1210.08	27.69%	VII

Fonte: Autor

#### 6.1.2.4. Uso e Cobertura do Solo

A partir do mapeamento do uso e cobertura do solo, foram identificadas diferentes biomassas no ERJ, cujas categorias e porcentagens de áreas ocupadas estão descritas na Tabela 19, e são consideradas os principais contribuintes para o aparecimento de focos de calor, corroborando com a literatura científica nacional e internacional (CHUVIECO & CONGALTON, 1989; FERRAZ & VETTORAZZI, 1998; SAUSEN & LACRUZ, 2015). A ANSOF distribuída em RHs totalizou 4.959,32 km<sup>2</sup>. As classes identificadas como “muito baixo” e “baixo” dominam as RHs II, III, V, VI e IX, totalizando 645,41 km<sup>2</sup>. Aproximadamente 52% do ERJ é composto por campos/pastagens, categoria dominante na RH-III (Médio Paraíba do Sul), RH-VII (Rio Dois Rios) e RH-IX (Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana), regiões com mais de 50% de sua área composta por este tipo de biomassa.

Tabela 19. Classificação de suscetibilidade para a categoria uso e cobertura do solo.

Classes	Categoria de Biomassa	Nota	RH Predominante								
			Área (km <sup>2</sup> )			Percentual			RH		
ANSOF	Água, Afloramento Rochoso, Cordão Arenoso, Ocupação Urbana, Salinas, Solo Exposto	-	4959.32			11%			-		
Muito Baixa	Reflorestamento, Manguezal	1	72.89	114.72	105.78	2%	2%	2%	II	III	V
Baixa	Comunidade Relíquia, Restinga	2	54.70	297.32		2%	2%		VI	IX	
Média	Vegetação Secundária em Estágio Inicial	3	437.82			10%			VII		
Alta	Agricultura, Vegetação Secundária em Estágio Médio-Avançado	4	1462.49			85%			I		
Muito Alta	Campo-Pastagem	5	4451.58			69%			III		

Fonte: Autor

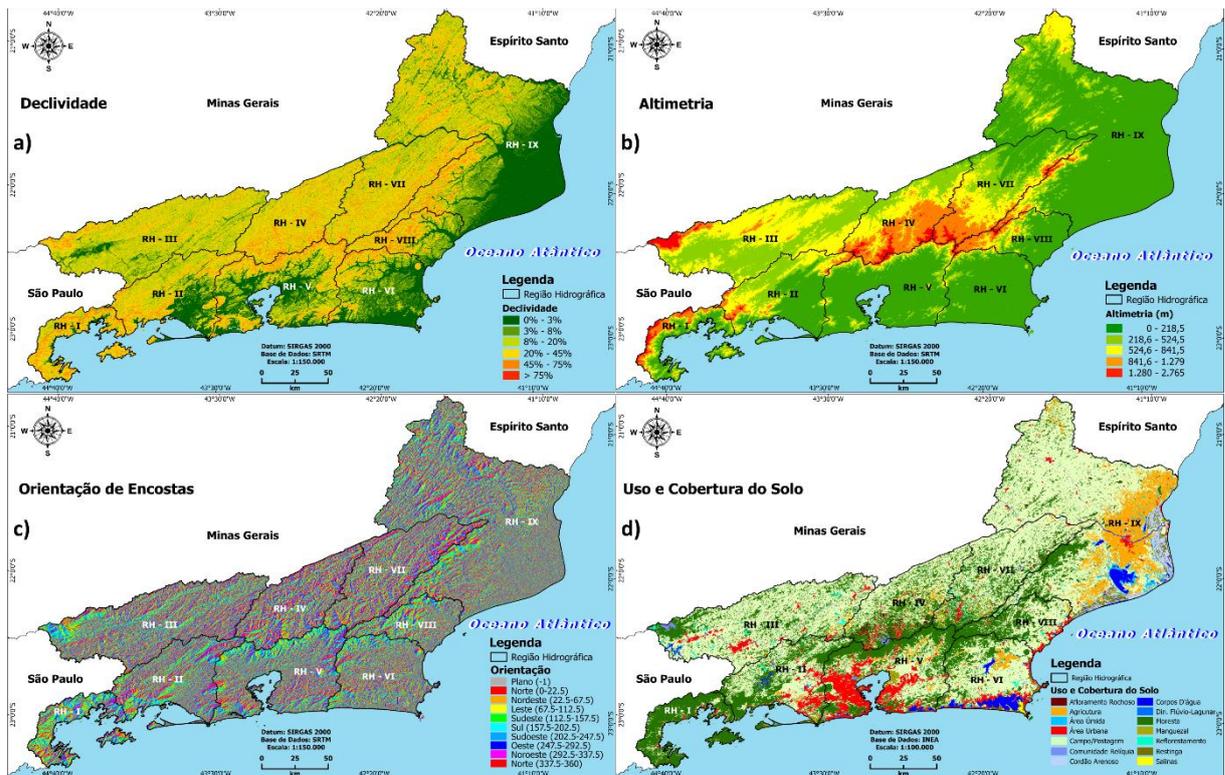


Figura 23. Fatores topográficos: a) declividade, b) altimetria, e c) orientação de talude; fatores de origem humana: d) uso da terra. Fonte: Autor

### 6.1.2.5. Déficit Hídrico

A padronização dos valores de déficit hídrico nos ciclos anual, verão e inverno foi realizada por meio da Eq. (1), para média ( $\mu$ ) = 77,23 mm e desvio padrão ( $\sigma$ ) = 48,12 mm anualmente; ( $\mu$ ) = 6,44 mm e ( $\sigma$ ) = 8,33 mm no verão; e ( $\mu$ ) = 56,7 mm e ( $\sigma$ ) = 24,42 mm no inverno; os valores foram reclassificados de acordo com o desvio do valor nulo (média das observações), conforme Tabela 20.

Tabela 20. Classificação de suscetibilidade para a categoria déficit hídrico.

Anual						
Classes	Z-Score	Déficit Hídrico (mm)	Nota	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	-0.3 <	4 – 62.8	1	1730,84	100%	I
Baixa	-0.3 – 0	62.81 – 77.23	2	3051.19	48%	III
Média	0 – 1	77.24 – 125.3	3	1876.19	43%	VII
Alta	1 – 2	125.4 – 173.5	4	5445.13	40%	IX
Muito Alta	>2	173.6 – 324	5	422.59	12%	VI

Verão						
Classes	Z-Score	Déficit Hídrico (mm)	Nota	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	HR
Muito Baixa	-0.3 <	4	1	19781.87	100%	I   II   III IV   VII
Média	-0.3 – 0	4.1 – 6.4	2	2786.60	21%	IX
Alta	0 – 1	6.5 – 15	3	568.36	4%	IX
Muito Alta	1 – 2	16 – 23	4	77.50	2%	VI

Muito Baixa	>2	24 – 120	5	198	5%	VI
Inverno						
Classes	Z-Score	Déficit Hídrico (mm)	Nota	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	HR
Muito Baixa	- 0.3 <	5 – 49	1	1730.84	100%	I
Baixa	-0.3 – 0	50 – 57	2	680	35%	VIII
Média	0 – 1	58 – 81	3	4236	67%	III
Alta	1 – 2	82 – 110	4	6555	49%	IX
Muito Alta	>2	120 – 130	5	248	2%	IX

Fonte: Autor

No período anual, 1.502,48 km<sup>2</sup> ou 3% do ERJ apresentaram déficit hídrico superior a 2 desvios padrão, com intervalo entre 173,6 e 324 mm. Ao comparar as RHs, a RH-VI (Lagos–São João) obteve o maior percentual de área classificada acima de 2 desvios padrão, correspondendo a 422,6 km<sup>2</sup>, ou 12% de sua área.

No verão, 198,56 km<sup>2</sup> ou 0,4% do ERJ apresentaram déficit hídrico superior a 2 desvios padrão, com intervalo entre 24 e 120 mm. Na comparação entre as RHs, a RH-VI (Lagos–São João) obteve o maior percentual de área classificada acima de 2 desvios padrão, correspondendo a 198 km<sup>2</sup>, ou 5% de sua área.

No período de inverno, 250 km<sup>2</sup> ou 1% do ERJ apresentaram déficit hídrico superior a 2 desvios padrão, com intervalo entre 120 e 130 mm. Na comparação entre as RHs, a RH-IX (Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana) obteve o maior percentual de área classificada acima de 2 desvios padrão, correspondendo a 248 km<sup>2</sup>, ou 2% de sua área.

#### 6.1.2.6. Precipitação

A base de dados climatológicos do WorldClim abrange os anos entre 1970 e 2000, sendo incompatível com a disponibilidade temporal de dados sobre focos de calor. Neste sentido, os registros de focos de calor obtidos do sensor MODIS do satélite AQUA são fundamentais para demonstrar a precisão do modelo cartográfico desenvolvido neste estudo.

Comparados os dados observados de precipitação e temperatura das Normais Climatológicas, anos 1961–1990 e 1981–2010 (INMET, 2022), registrados em diferentes estações meteorológicas: 7 para precipitação e 6 para temperatura; com dados estimados do WorldClim (1970–2000), para avaliar a confiabilidade dos dados utilizados na construção dos mapas climatológicos. A hipótese de correlação dos dados foi confirmada pela aplicação do teste estatístico F de Fischer – Snedecor (com  $\alpha = 0,05$  para 1 e 10 graus de liberdade). Após confirmar a normalidade dos dados observados e estimados com o teste de Shapiro-Wilk, o teste de Pearson foi utilizado para determinar a homocedasticidade (mesma variância finita) e a ausência de outliers, bem como a intensidade da correlação (R) e o ajuste entre as variáveis

observadas e estimadas ( $R^2$ ) da amostra. Os resultados mostram um F - calculado de 4,96, demonstrando a correlação entre as bases de dados, distinguindo entre intensidade (R) e ajuste amostral ( $R^2$ ) (Tabela 21). Os valores comparativos demonstram a compatibilidade do banco de dados, permitindo que os dados do WorldClim sejam utilizados na representação das variáveis meteorológicas utilizadas.

Tabela 21. Correlação estatística entre as normais Climatológicas e a base de dados WorldClim.

Precipitação						
Estações	Normais Climatológicas (1981 – 2010) e WorldClim (1970 - 2000)			Normais Climatológicas (1981 – 2010) e WorldClim (1970 - 2000)		
	F-calculado	R	R <sup>2</sup>	F-calculado	R	R <sup>2</sup>
Alto da Boa Vista	30,50	0,87	0,75	7,54	0,66	0,43
Campos	57,97	0,92	0,85	114,13	0,96	0,92
Carmo	210,29	0,97	0,95	293,28	0,98	0,97
Cordeiro	55,64	0,92	0,85	227,83	0,98	0,96
Itaperuna	92,44	0,95	0,9	278,57	0,98	0,97
Resende	468,92	0,99	0,98	310,92	0,98	0,97
Santa Maria	120,44	0,96	0,92	226,96	0,98	0,96

Temperatura						
Estações	Normais Climatológicas (1981 – 2010) e WorldClim (1970 - 2000)			Normais Climatológicas (1981 – 2010) e WorldClim (1970 - 2000)		
	F-calculado	R	R <sup>2</sup>	F-calculado	R	R <sup>2</sup>
Campos	714,4	0,99	0,98	567,37	0,99	0,98
Cordeiro	52,76	0,92	0,84	55,23	0,92	0,84
Ecologia Agrícola	239,85	0,98	0,96	243,07	0,98	0,96
Itaperuna	53,82	0,92	0,84	88,26	0,93	0,89
Resende	930,97	0,99	0,98	330,15	0,98	0,97
Santo Antônio de	914,96	0,99	0,98	843,92	0,99	0,98

Fonte: Autor

A padronização das acumulações pluviométricas nos ciclos anual, verão e inverno foi realizada pela aplicação da Eq. (1) para média ( $\mu$ ) = 1.325,55 mm e desvio padrão ( $\sigma$ ) = 227,84 mm anualmente; ( $\mu$ ) = 595,59 mm e ( $\sigma$ ) = 129,65 mm no verão; e ( $\mu$ ) = 102,51 mm e ( $\sigma$ ) = 31,81 mm no inverno. Os valores foram reclassificados de acordo com o desvio do valor nulo (média das observações), conforme Tabela 22.

Tabela 22. Classificação de suscetibilidade para a categoria precipitação.

Anual						
Classes	Z-Score	Precipitação (mm)	Nota	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	- 0.3 <	813.6 – 1257	5	3266	91%	VI
Baixa	-0.3 – 0	1258 – 1325	4	1199	25%	V
Média	0 – 1	1326 – 1553	3	5307	83%	III
Alta	1 – 2	1554 – 1780	2	646	37%	I
Muito Alta	>2	1781 – 2375	1	565	33%	I

Verão						
Classes	Z-Score	Precipitação (mm)	Note	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	-0.3 <	271.3 – 557	5	3284	93%	VI
Baixa	-0.3 – 0	557.1 – 597	4	727	17%	VIII
Média	0 – 1	597.1 – 725	3	3065	70%	VII

Alta	1 – 2	725.1 – 855	2	2749	78%	III
Muito Alta	>2	855.1 – 1.110	1	60	3%	I
Inverno						
Classes	Z-Score	Precipitação (mm)	Nota	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	-0.3 <	49.1 – 94	5	5584	87%	III
Baixa	-0.3 – 0	94.1 – 103	4	1683	12%	IX
Média	0 – 1	104 – 135	3	3449	95%	VI
Alta	1 – 2	136 – 167	2	2607	54%	V
Muito Alta	>2	168 – 326	1	706	41%	I

Fonte: Autor

No período anual, 17.992 km<sup>2</sup> ou 41% do ERJ apresentaram precipitação acumulada inferior a – 0,3 desvios-padrão, estimados entre 813,6 e 1.257 mm. Na comparação entre as RHs, a RH-VI (Lagos–São João) obteve o maior percentual de área abaixo de – 0,3 desvios padrão, correspondendo a 3.266 km<sup>2</sup>, ou 91% de sua área.

No período de verão, os desvios padrão acumulados foram inferiores a – 0,3 desvios padrão, variando entre 271,3 e 557 mm, representando 17.145 km<sup>2</sup>, ou 40% do ERJ. Na comparação entre as RHs, a RH-VI (Lagos–São João) obteve o maior percentual da área classificada abaixo de – 0,3 desvios-padrão, correspondendo a 3.284 km<sup>2</sup>, ou 93% de sua área.

No período do inverno, os desvios padrão acumulados foram inferiores a – 0,3 desvios padrão e variaram entre 49 e 94 mm, representando 19.802 km<sup>2</sup>, ou 45% do ERJ. Ao comparar as RHs, a RH-III (Médio Paraíba do Sul) obteve o maior percentual de área classificada abaixo de – 0,3 desvios-padrão, correspondendo a 5.584 km<sup>2</sup>, ou 87% de sua área.

### 6.1.2.7. Temperatura

A padronização da temperatura acumulada nos ciclos anual, verão e inverno foi realizada por meio da Eq. (1), para média ( $\mu$ ) = 21,5°C e desvio padrão ( $\sigma$ ) = 1,9°C no período anual; ( $\mu$ ) = 29,6°C e ( $\sigma$ ) = 1,8°C no verão; e ( $\mu$ ) = 18,8°C e ( $\sigma$ ) = 2°C no inverno, e reclassificados de acordo com o desvio do valor nulo (média das observações), conforme Tabela 23.

Tabela 23. Classificação de suscetibilidade para a categoria temperatura.

Anual						
Classes	Z-Score	Temperatura (°C)	Nota	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	-0.3 <	9.5 – 21.0	1	4812	75%	III
Baixa	-0.3 – 0	21.1 – 21.5	2	1010	16%	III
Média	0 – 1	21.6 – 23.5	3	3432	95%	VI
Alta	1 – 2	23.6 – 23.8	4	382	8%	II
Muito Alta	>2	-	5	-	-	-
Verão						
Classes	Z-Score	Temperatura (°C)	Nota	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	-0.3 <	16.8 – 29.0	1	2494	71%	IV
Baixa	-0.3 – 0	29.0 – 29.6	2	1946	30%	III

Média	0 – 1	29.6 – 31.5	3	3724	77%	V
Alta	1 – 2	31.5 – 32.6	4	3887	29%	IX
Muito Alta	>2	-	5	-	-	-

**Inverno**

Classes	Z-Score	Temperatura (°C)	Nota	RH Predominante		
				Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	-0.3 <	7.2 – 18.2	1	2951	83%	IV
Baixa	-0.3 – 0	18.2 – 18.8	2	975	15%	III
Média	0 – 1	18.8 – 20.8	3	3892	81%	V
Alta	1 – 2	20.8 – 21.4	4	1142	31%	II
Muito Alta	>2	-	5	-	-	-

Fonte: Autor

No período anual, 3.781 km<sup>2</sup>, ou 3% do ERJ, apresentaram temperaturas entre 1 e 2 desvios padrão, estimadas entre 23,6 e 23,8°C. Na comparação entre as RHs, a RH-II (Guandu) obteve o maior percentual de área, compreendendo entre 1 e 2 desvios padrão, e correspondendo a 382 km<sup>2</sup>, ou 91% de sua área.

No verão, 5.286 km<sup>2</sup>, ou 12% do ERJ, apresentaram temperaturas entre 1 e 2 desvios padrão, estimadas entre 31,5 e 32,6°C. Ao comparar as RHs, a RH-IX (Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana) obteve o maior percentual de área entre 1 e 2 desvios padrão, correspondendo a 3.887 km<sup>2</sup>, ou 29% de sua área.

No inverno, 4.156 km<sup>2</sup>, ou 9% do ERJ, apresentaram temperaturas entre 1 e 2 desvios padrão, estimadas entre 20,4 e 21,4°C. Na comparação entre as RHs, a RH-II (Guandu) obteve o maior percentual de área entre 1 e 2 desvios padrão, correspondendo a 1.142 km<sup>2</sup>, ou 31% de sua área.

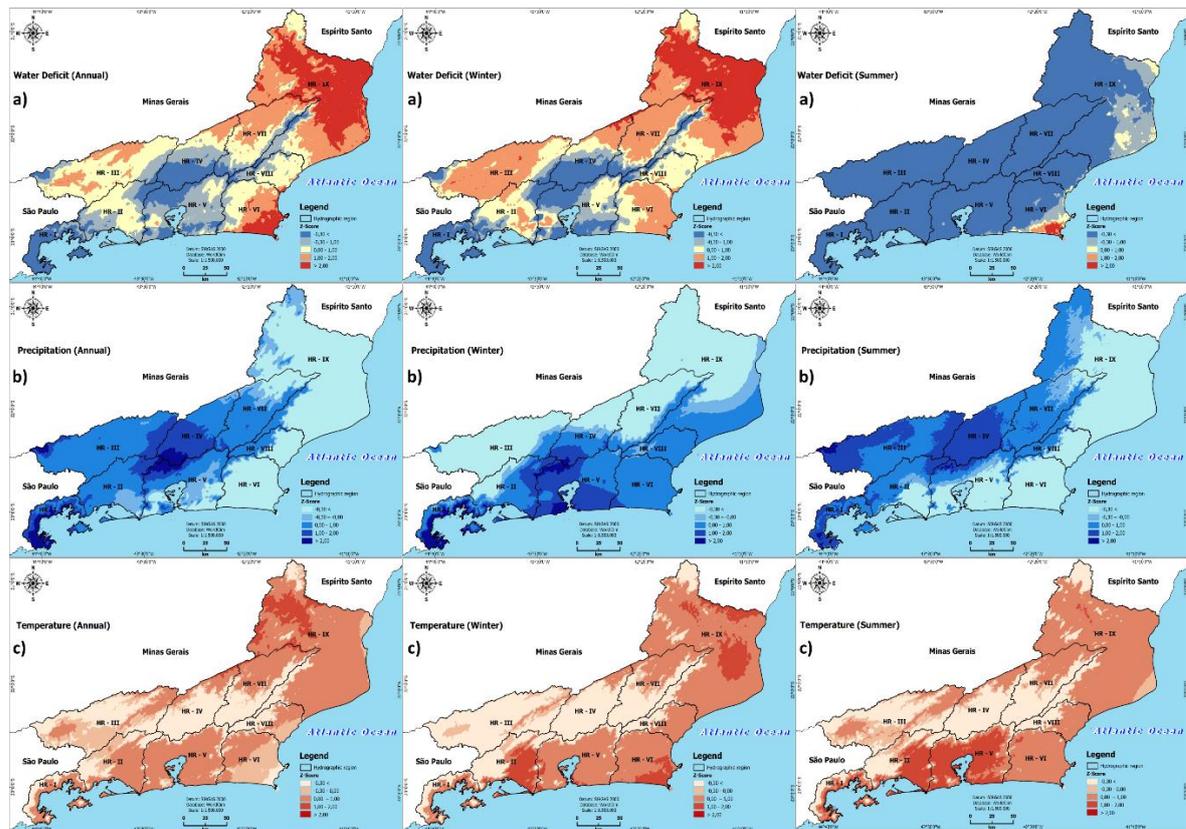


Figura 24. Fatores hidrológicos: a) déficit hídrico (anual, inverno e verão), e b) precipitação (anual, inverno e verão); fatores meteorológicos: c) temperatura (anual, inverno e verão). Fonte: Autor

### 6.1.3. Mapa de Suscetibilidade ao Surgimento de Focos de Calor

O mapa de suscetibilidade ao Surgimento de Focos de Calor foi criado a partir da combinação e categorização das condições determinadas pelo método AHP (Eq. (8)), alocando pesos de valores normalizados entre as variáveis e produzindo, na escala de 1/5.000.000, três representações cartográficas da superfície do ERJ, as quais mostram a possibilidade de ocorrência de incêndios nos períodos anual, inverno e verão.

$$Suscetibilidade = 0,2085 P + 0,1724 U + 0,1170 H + 0,0897 D + 0,0403 O + 0,0344 T + 0,0344 A$$

Eq. (8)

onde P, U, H, D, O, T e A são as matrizes de precipitação, uso e cobertura do solo, déficit hídrico, declividade, orientação de encostas, temperatura e altimetria.

No período anual, 3.291 km<sup>2</sup>, ou 9% da área do ERJ, foram classificadas como de suscetibilidade “muito alta”. Neste cenário, a RH-IX (Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana) foi responsável por 2.800 km<sup>2</sup> de áreas altamente favoráveis ao aparecimento de focos de calor,

correspondendo a 7% da área total suscetível a queimadas no ERJ. O acúmulo de focos de calor na classe de suscetibilidade média (Figura 24) é notável, pois esta classe foi responsável por 47%, ou 5.024 focos de calor entre 2003 e 2017.

No verão, 84,34 km<sup>2</sup>, ou 0,2% da área do ERJ, foram classificadas como de suscetibilidade “muito alta”, o que caracteriza uma redução de 3.817% em relação ao período anual, e um acúmulo de focos de calor na média da classe de suscetibilidade (Figura 24), responsável por 61%, ou 400 focos de calor entre 2003 e 2017.

Durante o inverno, uma área equivalente a 12.497 km<sup>2</sup>, ou 32% do ERJ, foi classificada como altamente suscetível aos focos de calor, representando um aumento de 74% nas regiões propensas a queimadas, em relação ao período anual. As regiões hidrográficas que apresentaram extensas áreas com suscetibilidades muito altas durante o inverno foram: RH-IX, 6.402 km<sup>2</sup>, equivalente a 53% de seu território; RH-VII, com 2.154 km<sup>2</sup>, equivalente a 51% de seu território; e RH-III, com 2.650 km<sup>2</sup>, equivalente a 43% de seu território. A soma das áreas de RH mencionadas acima representa 90% das áreas mais críticas do ERJ. O acúmulo de focos de calor nas classes de suscetibilidade “alta” e “muito alta” correspondem a um total de 4.852, ou 68% dos focos de calor, entre 2003 e 2017, e 45% do total de focos de calor da série adotada (Figura 25).

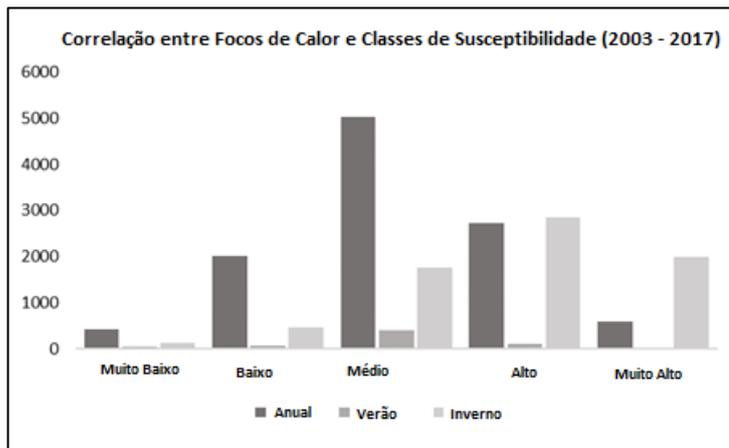


Figura 25. Distribuição de focos de calor por classe de suscetibilidade no ERJ. Fonte: Autor

A Tabela 24 resume a área ocupada por cada classe de suscetibilidade em quilômetros quadrados e valores percentuais, indicando a FC dominante por classe de suscetibilidade. A Figura 26 representa os resultados para os períodos anual, verão e inverno.

Tabela 24. Classificação de suscetibilidade aos incêndios no ERJ.

Anual					
Classes	Suscetibilidade	Nota	Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH

Muito Baixa	0.59 – 1.70	1	1262.45	3%	I
Baixa	1.80 – 2.20	2	7514.27	19%	II
Média	2.30 – 2.50	3	15672.06	41%	VIII
Alta	2.60 – 2.70	4	10910.34	28%	IX
Muito Alta	2.80 – 3.40	5	3291.97	9%	IX

**Verão**

Classes	Suscetibilidade	Nota	Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	0.59 – 1.70	1	1904.89	5%	I
Baixa	1.80 – 2.20	2	8479.58	22%	II
Média	2.30 – 2.50	3	19934.41	52%	VI
Alta	2.60 – 2.70	4	8212.79	21%	IX
Muito Alta	2.80 – 3.40	5	84.34	0%	-

**Inverno**

Classes	Suscetibilidade	Nota	Área (km <sup>2</sup> )	Percentual	RH
Muito Baixa	0.59 – 1.70	1	780.34	2%	I
Baixa	1.80 – 2.20	2	2716.86	7%	I
Média	2.30 – 2.50	3	10187.60	26%	V
Alta	2.60 – 2.70	4	12439.08	32%	III
Muito Alta	2.80 – 3.40	5	12497.24	32%	IX

Fonte: Autor

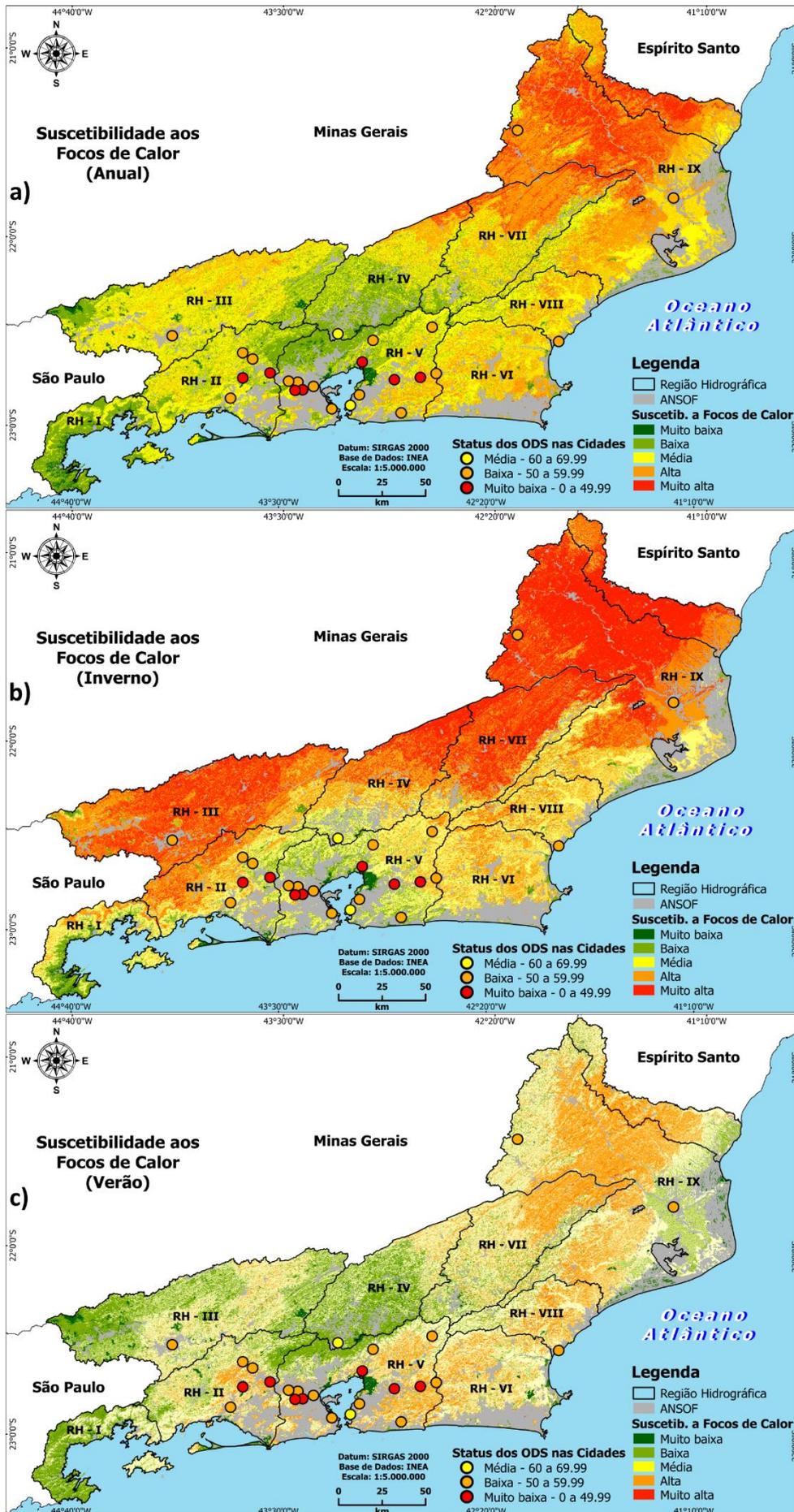


Figura 26. Mapa de suscetibilidade à ocorrência de focos de calor nos períodos a) anual, b) inverno, e c) verão, por região hidrográfica no ERJ. Fonte: Autor

### 6.1.4. Correlação Estatística entre Focos de Calor e Suscetibilidade ao Risco de Incêndios

A partir da frequência acumulada dos focos de calor por classe de suscetibilidade, foi construída uma tabela de valores observados (Tabela 25). A partir da aplicação da Eq. (2), os valores esperados, representados na Tabela 26, foram estabelecidos para os períodos anual, inverno e verão.

Tabela 25. Valores observados da frequência de focos de calor acumulados por classe de suscetibilidade.

Ano	Anual					Inverno					Verão				
	MB	B	M	A	MA	MB	B	M	A	MA	MB	B	M	A	MA
2003	33	164	523	256	65	12	54	176	256	192	2	1	36	9	0
2004	26	131	334	154	35	9	22	100	139	92	0	5	7	3	0
2005	26	125	286	166	19	12	32	101	142	57	1	8	17	3	0
2006	50	192	481	281	73	15	39	191	322	275	0	4	19	14	0
2007	47	311	589	261	66	16	40	202	265	229	4	5	27	6	0
2008	19	94	211	168	41	9	26	99	162	98	2	1	1	2	0
2009	14	63	157	123	23	5	12	65	101	55	2	1	10	3	0
2010	37	165	489	273	97	9	47	159	292	226	3	1	55	12	0
2011	41	193	484	262	34	8	31	149	317	171	11	4	24	12	0
2012	14	75	246	142	21	4	25	61	107	74	3	2	16	6	0
2013	15	30	175	106	23	5	18	55	105	68	6	3	3	2	0
2014	53	299	537	233	37	5	26	108	203	130	14	15	88	17	0
2015	30	83	216	130	12	7	16	56	88	42	4	11	71	17	0
2016	27	86	296	169	41	7	47	121	163	130	0	4	5	5	0
2017	27	145	419	251	41	7	32	120	191	160	4	3	21	6	0
<b>Total</b>	<b>432</b>	<b>2011</b>	<b>5024</b>	<b>2724</b>	<b>587</b>	<b>130</b>	<b>467</b>	<b>1763</b>	<b>2853</b>	<b>1999</b>	<b>56</b>	<b>68</b>	<b>400</b>	<b>117</b>	<b>0</b>

Fonte: Autor

Tabela 26. Valores esperados a partir da aplicação da Eq. (2).

Ano	Anual					Inverno					Verão				
	MB	B	M	A	MA	MB	B	M	A	MA	MB	B	M	A	MA
2003	40.98	192.47	485.91	265.58	56.06	12.44	44.68	168.67	272.96	191.25	4.19	5.09	29.95	8.76	-
2004	26.77	125.73	317.40	173.48	36.62	6.53	23.44	88.49	143.20	100.34	1.31	1.59	9.36	2.74	-
2005	24.48	115.00	290.33	158.69	33.50	6.20	22.28	84.09	136.08	95.35	2.53	3.08	18.10	5.29	-
2006	42.39	199.13	502.71	274.77	58.00	15.18	54.52	205.83	333.09	233.38	3.23	3.93	23.09	6.75	-
2007	50.15	235.55	594.66	325.03	68.61	13.56	48.69	183.83	297.48	208.44	3.67	4.46	26.21	7.67	-
2008	20.98	98.55	248.79	135.98	28.70	7.10	25.51	96.31	155.86	109.21	0.52	0.64	3.74	1.10	-
2009	14.96	70.26	177.37	96.95	20.46	4.29	15.41	58.18	94.15	65.97	1.40	1.70	9.98	2.92	-
2010	41.76	196.17	495.24	270.69	57.14	13.21	47.46	179.18	289.97	203.17	6.20	7.53	44.31	12.96	-
2011	39.91	187.48	473.30	258.70	54.61	12.19	43.77	165.25	267.42	187.37	4.46	5.41	31.83	9.31	-
2012	19.60	92.08	232.45	127.05	26.82	4.88	17.55	66.25	107.21	75.11	2.36	2.86	16.85	4.93	-
2013	13.74	64.53	162.90	89.04	18.80	4.52	16.25	61.36	99.29	69.57	1.22	1.49	8.74	2.56	-
2014	45.62	214.29	540.99	295.69	62.42	8.51	30.56	115.38	186.72	130.83	11.71	14.22	83.62	24.46	-
2015	18.54	87.08	219.85	120.16	25.37	3.77	13.53	51.09	82.68	57.93	9.00	10.93	64.27	18.80	-
2016	24.37	114.45	288.93	157.92	33.34	8.44	30.30	114.40	185.14	129.72	1.22	1.49	8.74	2.56	-
2017	34.76	163.26	412.16	225.27	47.55	9.19	33.02	124.67	201.75	141.36	2.97	3.61	21.22	6.21	-
<b>Total</b>	<b>432</b>	<b>2011</b>	<b>5024</b>	<b>2724</b>	<b>587</b>	<b>130</b>	<b>467</b>	<b>1763</b>	<b>2853</b>	<b>1999</b>	<b>56</b>	<b>68</b>	<b>400</b>	<b>117</b>	<b>0</b>
	<b>X-quadrado = 259.73</b>					<b>X-quadrado = 121.32</b>					<b>X-quadrado = 108.64</b>				

Fonte: Autor

O resultado do cálculo estatístico  $\chi^2$  (Eq. 2) aplicado aos períodos anual e inverno, com nível de confiança de 95% e 56 graus de liberdade, demonstrou a robustez dos modelos

probabilísticos na avaliação do conjunto de dados observados, pois os dados tabulados  $\chi^2$ , igual a 79.082, foram menores que o  $\chi^2_{\text{cal}}$ . No verão, o mesmo evento foi observado estaticamente para 42 graus de liberdade no nível de confiança de 95%, e a robustez do modelo probabilístico para o conjunto de dados observados, pois os dados tabulados  $\chi^2$ , igual a 61.656, foram inferiores ao calculado  $\chi^2_{\text{cal}}$ .

### **6.1.5. Análise da Suscetibilidade ao Surgimento de Focos de Calor**

Todos os resultados destacam que a variabilidade dos focos de calor no ERJ se intensifica a partir de junho, atingindo o pico em setembro. Essa variabilidade é consistente com a sazonalidade do ERJ, pois entre junho e setembro os perfis de precipitação são menores, devido aos sistemas sinóticos de alta pressão que operam durante o inverno (ANDRÉ et al., 2008; BRITO et al., 2017; COELHO et al., 2016; REBOITA et al., 2012; SOBRAL et al., 2018). A variabilidade mensal dos focos de calor corrobora com estudos anteriores no ERJ (CAÚLA et al., 2015; SANTOS CLEMENTE et al., 2017; NUNES et al., 2015).

Com relação aos outliers, aqueles com maior representatividade foram identificados nos anos de 2014 e 2015, coincidindo com o prolongado período de estiagem que afetou o ERJ em 2014 e 2015, quando uma crise hídrica atingiu a região Sudeste em janeiro de 2014 e fevereiro de 2015, processo que favoreceu significativamente a ocorrência de incêndios florestais e queimadas em várias regiões do ERJ (OTTO et al., 2015; RODRIGUES et al., 2018). O estudo de Santos Clemente et al. (2017) e Alencar et al (2021) analisou o impacto do El Niño nos focos de calor no estado do Rio de Janeiro durante o período de 2000 a 2014. Os resultados indicam que houve um aumento no número de focos de calor no estado do Rio de Janeiro durante os anos de El Niño fato corroborado por este estudo, mostrando a associação entre o surgimento de focos de calor e episódios de forte El Niño.

A estiagem prolongada ocorrida em janeiro de 2014 e fevereiro de 2015, por outro lado, favoreceu o aparecimento de focos de calor no período do verão, cujas regiões afetadas são tipicamente classificadas como baixas e muito baixas.

Durante cada ano analisado, o trimestre com maior ocorrência de focos de calor corresponde ao período de transição entre o inverno e a primavera. Essas estações são tipicamente caracterizadas pela ocorrência de veranicos, longos períodos de estiagem, baixa umidade do ar e massa de ar seco na região Sudeste (BRITO et al., 2017; GRIMM, 2003; REBOITA et al., 2010). Em anos normais, a estação chuvosa na região Sudeste inicia-se em outubro (MINUZZI et al., 2007), o que pode explicar o elevado número de focos de calor nos meses que antecedem a estação chuvosa, principalmente no ERJ.

O Boletim de Análise Climática (INPE, 2014) relatou que um bloqueio atmosférico (BA) inibiu a formação da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), alterando a qualidade do regime de chuvas. Em 2015, devido à formação de um intenso vórtice ciclônico de alto nível (VCAN) de 250 hPA sobre o Nordeste Brasileiro (NEB), os padrões de precipitação no Sudeste foram afetados por anomalias negativas de precipitação, fator associado à forte estabilidade do sistema sinótico, inibindo formação de nuvens e desenvolvimento de nuvens de tempestade. Simultaneamente, bloqueou a entrada de sistemas frontais (FS) da porção sul da América do Sul, mecanismo fundamental na produção total de precipitação regional durante o verão meridional, e favoreceu a redução da umidade ambiental, aumentando o potencial de propagação de queimadas e dificultando o seu controle, situação que explica o aumento dos focos de calor em 2014 e 2015 (BRAGA & MOLION, 2018; SAUSEN & LACRUZ, 2015).

Mudanças no uso e cobertura do solo, como novos limites agrícolas e processos de expansão urbano-florestal, tornam as áreas expostas mais vulneráveis a queimadas e incêndios florestais (BADIA et al., 2019; CARDIL et al., 2019). No entanto, de acordo com o mapeamento de uso e cobertura do solo adotado (INEA, 2021), entre os anos de 2010 e 2015, não foram detectadas alterações compatíveis com a escala utilizada nas áreas de ANSOF, resultando na manutenção das regiões não propensas ao surgimento de focos de calor no ERJ. Neste sentido, possíveis alterações nas áreas de ANSOF que impactem a identificação de regiões suscetíveis aos focos de calor necessitam de uma escala cartográfica com detalhamento adicional.

As RHs I e IV apresentaram a maior declividade no ERJ, o que facilitou a propagação dos focos de calor (ADAB et al., 2013; PRUDENTE & ROSA, 2010; TORRES et al., 2014). Seu acesso e extinção foi dificultado (BADIA-PERPINYÀ & PALLARES-BARBERA, 2006) por estarem principalmente em áreas de proteção ambiental (CAMARGO et al., 2019; COURA et al., 2011; FERNANDES et al., 2011), e os focos de calor florestais tiveram alta extensão e duração, resultando na perda de fauna e flora originais (AXIMOFF, 2011; RODRIGUES et al., 2018), o que intensificou a fragmentação florestal em curso e promoveu o aumento da vulnerabilidade e instabilidade ecológica dos remanescentes florestais (LIMA et al., 2017). A RH-III (Médio Paraíba do Sul), RH-VII (Rio Dois Rios) e RH-IX (Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana) foram identificadas em mais de 50% das áreas compostas por campos/pastagens, uso que favorece o aparecimento de incêndios, principalmente nos períodos secos, com forte presença do cultivo da cana-de-açúcar na RH-IX. Fatores que favorecem o surgimento de focos de calor estão diretamente associados à adoção da prática da queima de cana-de-açúcar na pré-

safrã, açãõ típica no Brasil, impulsionada por fatores econõmicos, ambientais e culturais, especialmente nos estados do Rio de Janeiro e Sãõ Paulo (FRANÇã et al., 2014). Em consonãncia com esses fatores, as RHs supracitadas apresentam as maiores taxas de evapotranspiraçãõ (ARAÚJO et al., 2007; FERNANDES et al., 2011), bem como as maiores temperaturas e a menor precipitaçãõ acumulada (INEA, 2011), consequências que se refletem na perda de umidade da biomassa vegetal (SAUSEN & LACRUZ, 2015), e favorecem o aparecimento de focos de calor. Nesta perspectiva, no perõido anual, por apresentar 2.800 km<sup>2</sup> de áreãs sujeitas ao aparecimento de focos de calor, pelo alto índice de suscetibilidade e inúmeros registros de focos de calor na regiãõ, a RH-IX se diferencia das demais regiões hidrogrãficas do ERJ.

No verãõ, principalmente no SEB (BARCELLOS & QUADRO, 2019; COELHO & NUNES, 2020), os principais causadores de chuva no ERJ sãõ as ZCAS (COELHO & NUNES, 2020), sistemas frontais (DERECZYNSKI et al., 2009; SELUCHI & CHOU, 2009; SELUCHI et al., 2016), sistemas convectivos isolados (SILVA & DERECZYNSKI, 2014), ou mesmo a associaçãõ entre esses sistemas (MOURA et al., 2013), o que pode causar variações significativas na organizaçãõ espacial e intensidade da precipitaçãõ, modificando o teor de umidade do material combustõvel disponõvel na superfõcie (SAUSEN & LACRUZ, 2015), dificultando, ou mesmo impossibilitando o aparecimento e propagaçãõ de focos de calor. Quando comparado ao padrãõ climatolõgico regional, a estiagem prolongada ocorrida em janeiro de 2014 e fevereiro de 2015 favoreceu o aparecimento de focos de calor no perõido do verãõ, regiões tipicamente classificadas nas classes baixa e muito baixa.

Durante o inverno, a reduçãõ dos acõmulos de precipitaçãõ (SILVA & DERECZYNSKI, 2014; SOBRAL et al., 2018) e o aumento das taxas de evapotranspiraçãõ (ANJOS et al., 2016) que caracterizam a estaçãõ seca no ERJ, e justificam o aumento das áreãs classificadas como alta e muito alta suscetibilidade nas seguintes regiões hidrogrãficas: RH-IX (Baixo Paraõba do Sul e Itabapoana), RH-VII (Rio Dois Rios), RH- IV (Piabanha), RH-III (Mêdio Paraõba do Sul), RH-II (Guandu), RH-IV (Piabanha) e RH-V (Baía de Guanabara). Regiões que integram diversas áreãs importantes de proteçãõ ambiental no ERJ, principalmente nas regiões serranas e sul do ERJ, onde se destacam: Áreã de Proteçãõ Ambiental de Petrõpolis, Parque Nacional da Serra dos Órgãõs (PARNASO), Reserva Biolõgica Araras, Parque Nacional de Itatiaia, e áreãs semelhantes; essas áreãs sãõ classificadas como de alta e muito alta suscetibilidade durante o inverno, resultado que converge com os registros encontrados (AXIMOFF & RODRIGUES, 2011; NUNES et al., 2015; RODRIGUES et al., 2018).

A interseção entre os focos de calor registrados e os pixels classificados em diferentes classes de suscetibilidade, usando a estatística  $\chi^2$ , demonstrou uma relação de dependência entre as variáveis listadas, indicando que os modelos preditivos aderem aos eventos *in loco*. Neste sentido, a hipótese de maior susceptibilidade ao surgimento de queimadas nas RH-II, III, IV, V, VII e IX durante o período do inverno é congruente com o teste estatístico utilizado, pois, no inverno, 68% dos focos de calor focados em pixels classificados entre classes altas e muito altas, com alta concentração de focos de calor nas regiões citadas, semelhante aos resultados obtidos por Santos Clemente et al. (2017), que destacou o aumento da concentração de focos de calor. As RH-VII e IX concentram as áreas com maior suscetibilidade aos focos de calor ao longo do período anual, com a RH-IX apresentando regiões de moderada suscetibilidade à desertificação (BOHN et al., 2021; SANTOS et al., 2022), além de baixas precipitações pluviométricas, altas temperaturas e altas taxas de evapotranspiração. Durante o verão, as áreas de maior suscetibilidade aos focos de calor concentram-se nas regiões litorâneas do ERJ, não sendo detectadas áreas de alta suscetibilidade. Os resultados mostram que a variação espaço-temporal dos focos de calor pode influenciar o padrão de cobertura vegetal (ANDRADE et al., 2019; FREITAS et al., 2020; SILVA, 2019), porque os fatores ambientais e a estrutura florestal têm grande influência na iniciação dos incêndios (SIVRIKAYA & KÜÇÜK, 2022), devido à extensão geográfica das áreas indicadas com alta e muito alta suscetibilidade.

Nesse contexto, as tecnologias digitais utilizadas para o estabelecimento de áreas vulneráveis a queimadas nos períodos considerados são relevantes no contexto da aplicação de ODSs (PIGOLA et al., 2021), pois tais ferramentas favorecem análises sobre a prevenção das queimadas (ABEDI GHESHLAGHI et al., 2021), redução das emissões de poluentes atmosféricos, bem como impactos nas populações mais vulneráveis (AFRIN & GARCIA-MENENDEZ, 2021; MARLIER et al., 2020), e a gestão sustentável dos recursos econômicos e ambientais. Tais fatores contribuem para os esforços e desafios de alcançar a sustentabilidade nos 92 municípios do ERJ, em suas dimensões social, econômica, institucional e ambiental, reduzindo a pressão sobre os recursos naturais e os impactos negativos decorrentes.

## **6.2. Região Norte-Fluminense: O problema da Queima de Biomassa da Cana-de-Açúcar**

### **6.2.1. Análise Espaço-Temporal dos Focos de Calor na RNF**

No período entre 1999 e 2018, foram registrados 10.390 focos de calor na Região Norte-Fluminense, com os menores valores das medianas referindo-se ao ano de 2003, que apresentou segundo quartil igual a 1 foco de calor. O ano de 2015 apresentou o maior valor da série

temporal, com segundo quartil igual 126,5 focos de calor (Figura 27), destacando-se o aumento no número de observações a partir de 2012.

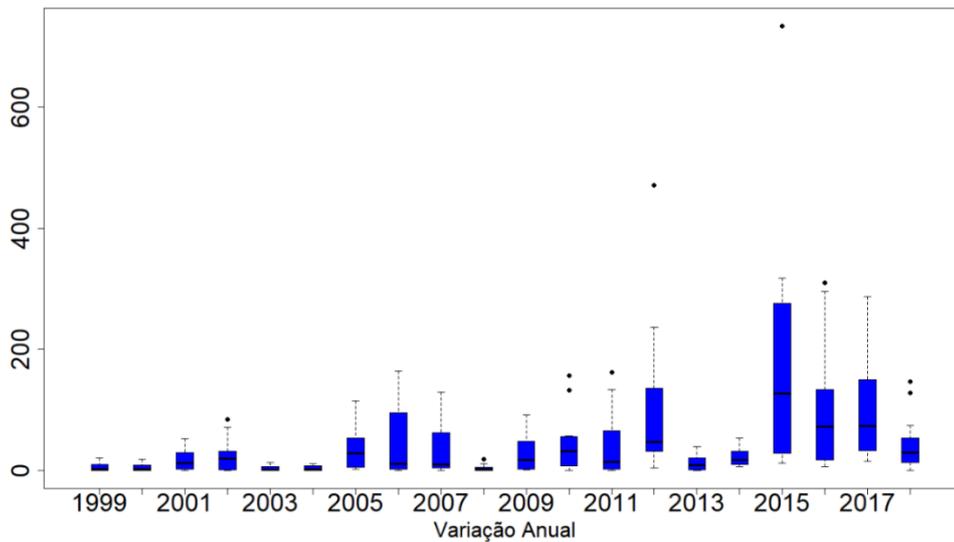


Figura 27. Representação em Boxplot da variação anual dos focos de calor entre 1999-2018. Fonte: Autor

A distribuição mensal dos focos de calor (Figura 28) demonstra as menores concentrações nos meses de janeiro a maio, período marcado pela presença de medianas inferiores a 12 focos. A partir do mês de junho os valores da mediana aumentam para 26,5, com máximo valor em agosto, e segundo quartil igual a 83 focos de calor, com diminuição no número de observações a partir de novembro, cujo segundo quartil foi igual a 15 focos de calor. O ano de 2015 registrou 2.191 focos de calor, com destaque para os meses de janeiro (734), fevereiro (318), março (148) e abril (287), que juntos responderam por 1.487 focos, aproximadamente 68% do total de 2015.

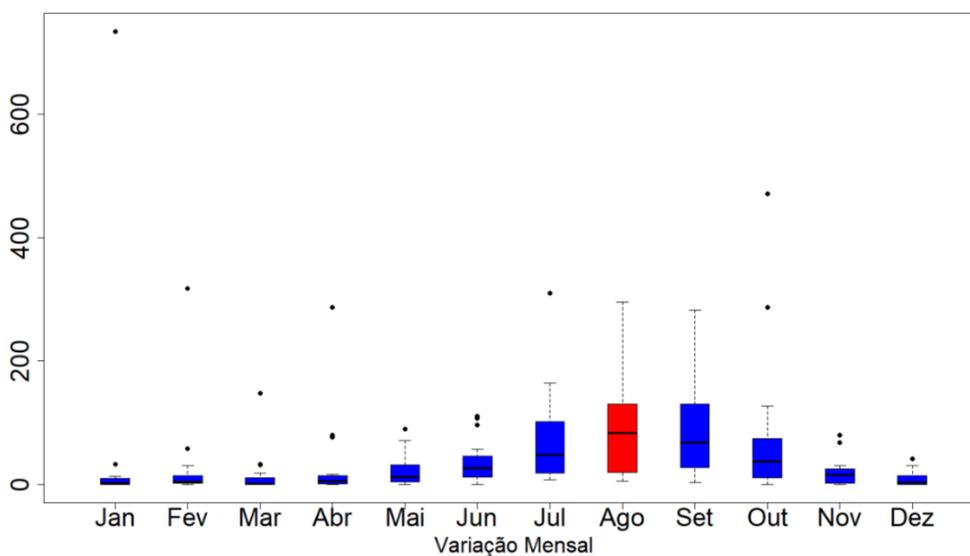


Figura 28. Representação em Boxplot da variação mensal dos focos de calor entre 1999-2018. Fonte: Autor

Para o período da madrugada (00:00 – 05:59), entre 1999 e 2013, os respectivos anos de 2001, 2005, 2010, 2011 e 2012 registraram o segundo quartil superior a zero. O ano de 2017 apresentou o maior valor do segundo quartil, equivalente a 10 focos de calor, com o ano de 2015 concentrando o maior valor absoluto da série histórica, com 282 focos. Os valores de segundo quartil nulo estiveram presentes nos meses de janeiro, fevereiro, março, junho e dezembro. Os meses de agosto e setembro concentraram os maiores registros, ambos com segundo quartil igual a 3 focos de calor.

No período matutino (06:00 – 11:59), o segundo quartil igual a zero concentrou-se nos anos 1999, 2000, 2001, 2003, 2004, 2008, 2013, 2014 e 2018. Nos anos 2002 e 2005, o segundo quartil foi igual a 3 focos de calor, sendo o maior acumulado na série histórica. A distribuição mensal dos focos de calor apontou que entre novembro e maio, o segundo quartil é nulo, e os meses de agosto e setembro acumularam as maiores observações, ambos com 3,5 focos de calor.

No período vespertino (12:00 – 17:59), os anos 1999 e 2000 não registraram focos de calor. O ano de 2003 registrou como mediana o valor de 0,5 focos de calor, menor valor na série histórica. E o maior valor foi registrado em 2015, com 89,5 focos de calor no segundo quartil. A distribuição mensal no período vespertino apresentou o menor quartil para o mês de março, com o segundo quartil igual a 1 foco de calor, seguido pelos meses de dezembro e janeiro, ambos com segundo quartil igual a 2 focos de calor. O mês de agosto acumulou o maior número de registros de focos, com o segundo quartil alcançando 61 focos de calor.

No período noturno (18:00 – 23:59), os anos 2004 e 2011 não registraram focos de calor, e os anos 2003, 2008 e 2014 registraram a mediana nula. O ano de 2010 registrou 5,5 focos de calor no segundo quartil, considerado o maior registro da série histórica. Entre novembro e abril, o segundo quartil apresentou valor nulo. O mês de setembro apresentou o maior valor acumulado, com 14 focos de calor registrados no segundo quartil. A Figura 29 apresenta a distribuição anual e mensal dos focos de calor em função dos quatro períodos do dia.

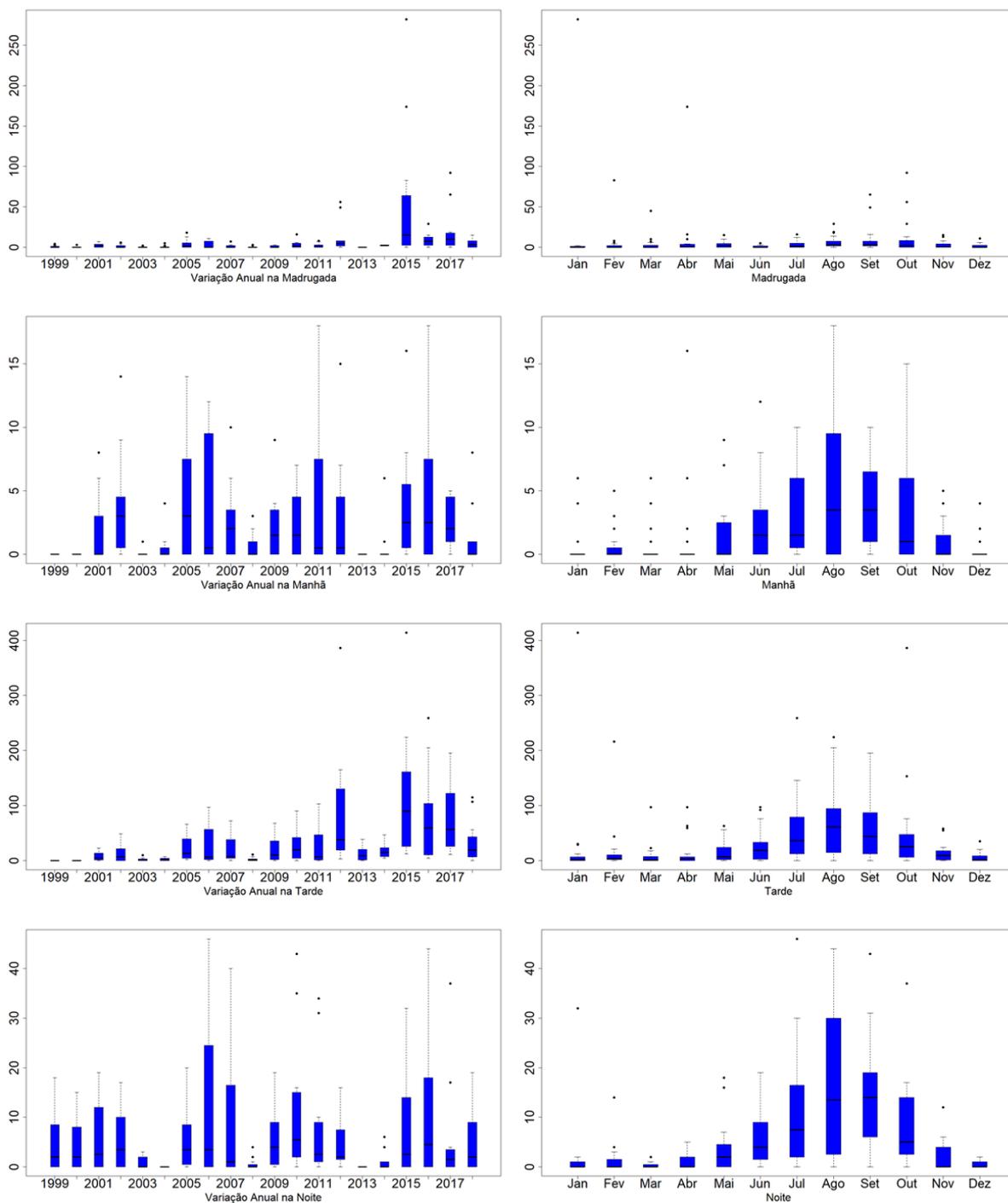


Figura 29. Representação em Boxplot da variação anual e mensal dos focos de calor entre 1999-2018, em função dos períodos diários. Fonte: Autor

### 6.2.2. Regimes Predominantes de Ventos

A figura 30 destaca a variação altimétrica da RNF, em conjunto com as áreas utilizadas no plantio da cana-de-açúcar em Campos dos Goytacazes, integrada à estação meteorológica indicada pelo círculo branco, e pela estação de qualidade do ar situada em Macaé, destacada pelo quadrado laranja, estações que possibilitam o entendimento dos regimes de circulação

regional e local, assim como os efeitos peculiares da microlocalização das estações em relação à área topográfica e às condições de uso e ocupação do solo local.

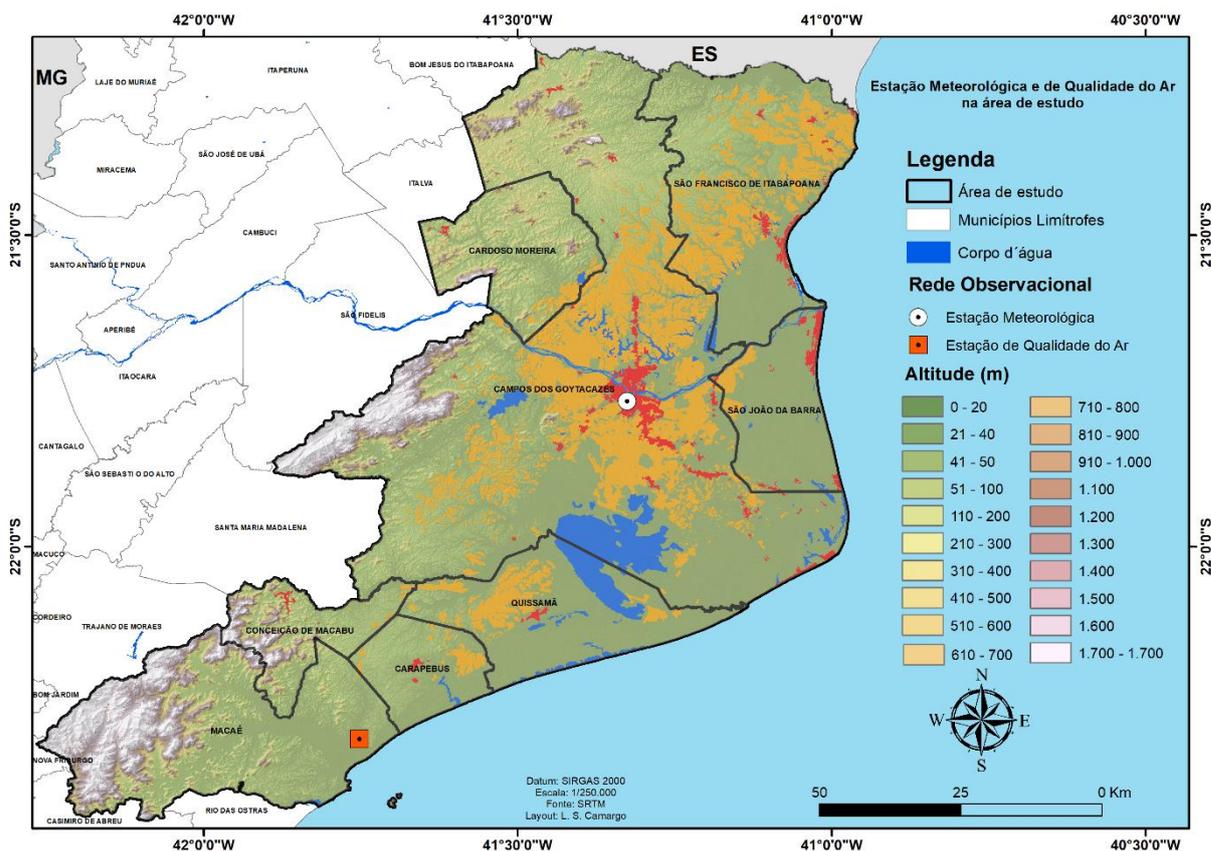


Figura 30. Localização da Estação Meteorológica e de Qualidade do Ar, integrando altimetria e uso e ocupação do solo na RNF. Fonte: Autor

### 6.2.3. Análise da Direção e Velocidade dos Ventos nos anos 2015 e 2016

A análise da direção e velocidade dos ventos nos anos de 2015 e 2016 baseia-se na representação do vento horizontal em termos de velocidade média e direção predominante. Dessa forma, o objetivo é caracterizar o regime de ventos nos municípios de Campos dos Goytacazes e Macaé, uma vez que inúmeros processos na interface superfície-atmosfera são influenciados pelo vento.

#### 6.2.3.1. Estação Meteorológica de Superfície A607 – Campos dos Goytacazes

Situada no centro de Campos dos Goytacazes, a estação A607 apresentou para os anos 2015 e 2016 um regime de ventos distribuídos em diversas direções, com o padrão de ventos predominantes concentrando-se na direção Nordeste (NE).

Em 2015, de janeiro a maio houve predominância dos ventos na direção NE (18,68%), com velocidades entre 1,00 e 3,00 m.s<sup>-1</sup> (47,6%). De junho a outubro, predominaram os ventos de NE (19,82%), com velocidades na ordem de 1,00 e 3,00 m.s<sup>-1</sup> (44,7%).

Entre janeiro e maio, no período da madrugada, houve concentração dos ventos na direção NE, com 20,62% das observações e predominância de ventos fracos, com velocidade entre 2,00 e 3,00 m.s<sup>-1</sup> (43,6%), de acordo com a escala de Beaufort (WMO, 2000). Pela manhã, predominaram os ventos de NE (14,38%) e SW (13,05%), e ventos fracos, com velocidades entre 2,00 e 3,00 m.s<sup>-1</sup> (41,4%). À tarde, dominaram os ventos de ENE (18,63%), com ventos fracos e velocidades entre 9,00 e 11,00 m.s<sup>-1</sup> (1,0%). À noite há predominância de ventos de NE (28,91%), com intensificação de ventos com velocidades entre 9,00 e 11,00 m.s<sup>-1</sup> (2,1%).

Entre junho e outubro de 2015, durante a madrugada houve concentração dos ventos de NE (20,07%) e SSW (15,77%), predominando ventos fracos, e velocidades entre 2,00 e 3,00 m.s<sup>-1</sup> (44,4%). Pela manhã, predominaram ventos de NNE (17,18%) e SSW (15,5%), com velocidades entre 2,00 e 3,00 m.s<sup>-1</sup> (42,6%). À tarde, os ventos apresentaram várias direções, com maior frequência no sentido NE (14,19%), e diminuição dos regimes de calmaria e a presença de ventos com velocidades de 6,0 m.s<sup>-1</sup> e 9,0 m.s<sup>-1</sup> (13,4%). À noite, predominaram os ventos de NE (33,55%), com velocidades de 6,0 m.s<sup>-1</sup> e 9,0 m.s<sup>-1</sup> (15,0%). As figuras 31 e 32 ilustram os resultados obtidos e a tabela 27 sintetiza a variação das direções predominantes de ventos na estação.

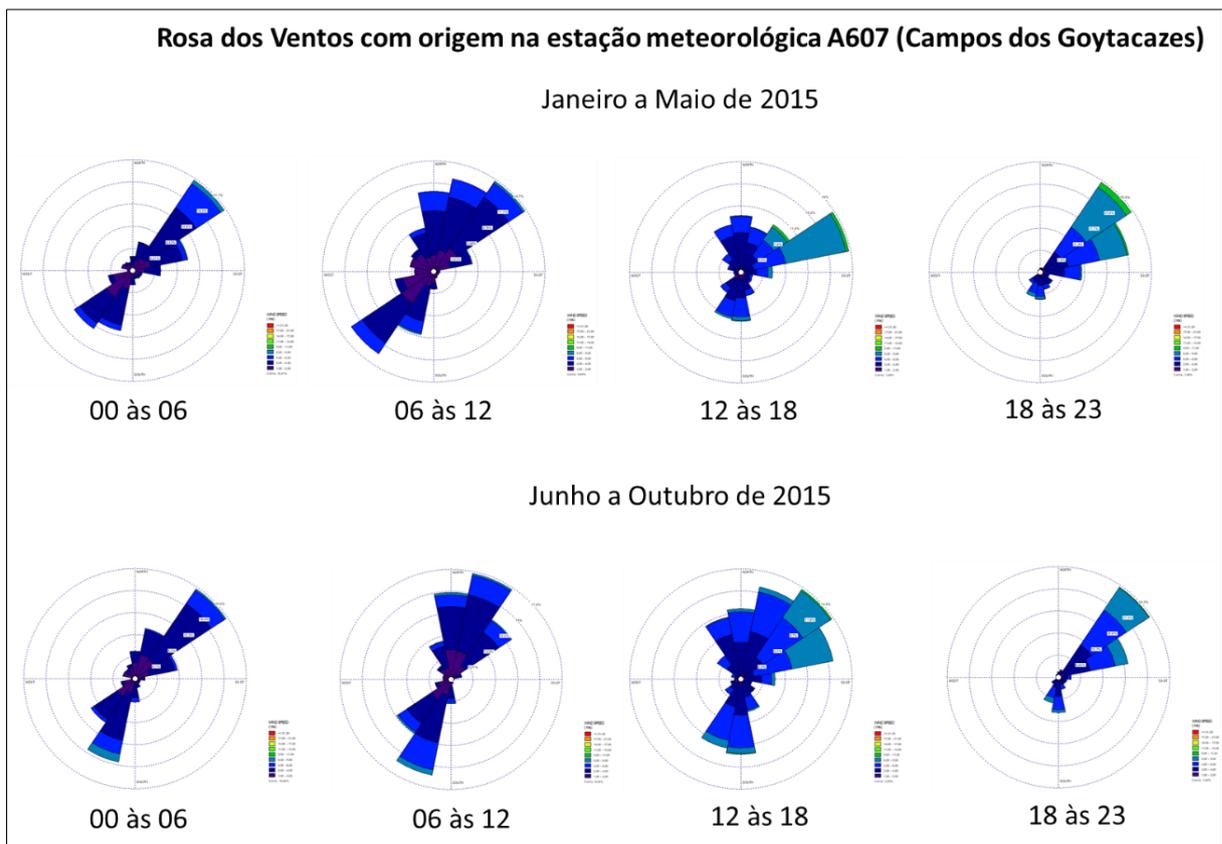


Figura 31. Representação sazonal da frequência e velocidade de ventos obtidos da estação A607 - Campos dos Goytacazes no ano de 2015. Fonte: Autor

No ano de 2016, de janeiro a maio houve predominância de ventos na direção NE (15,76%), com velocidades entre 1,00 e 3,00 m.s<sup>-1</sup> (49,5%), e entre junho a outubro, ocorreu variações na direção SSW (17,34%), com velocidades na ordem de 1,00 e 3,00 m.s<sup>-1</sup> (45,0%).

No ano de 2016, entre janeiro e maio, no período da madrugada houve concentração de ventos nas direções NE (20,95%) e SSW (15,88%), com velocidades entre 1,00 e 2,00 m.s<sup>-1</sup> (40,0%). Pela manhã, ocorreram ventos em várias direções, com predominância de NNE (12,87%) e NE (12,78%), e velocidades entre 2,00 e 4,00 m.s<sup>-1</sup> (42,2%). À tarde, predominaram ventos na direção ENE (18,23%), com velocidades na ordem de 2,00 e 4,00 m.s<sup>-1</sup> (42,9%). No período noturno, os ventos de ENE (32,46%) foram predominantes, com maior frequência nas velocidades entre 2,00 e 4,00 m.s<sup>-1</sup> (44,2%).

Entre junho e outubro, durante a madrugada houve predominância de ventos na direção SSW (24,46%), e velocidades entre 1,00 e 2,00 m.s<sup>-1</sup> (38,8%). No período da manhã predominaram ventos de SSW (21,34%), semelhante ao período noturno, que apresentou ventos com velocidades entre 2,00 e 4,00 m.s<sup>-1</sup> (43,1%). À tarde, ocorreram ventos em diferentes direções, com maior frequência nos sentidos ENE (17,08%) e S (14,09%), e com velocidades entre 6,0 m.s<sup>-1</sup> e 9,0 m.s<sup>-1</sup> (12,6%). No período noturno, ventos de direções ENE (22,65%) e NE (20,86%) foram predominantes, com velocidades entre 6,0 m.s<sup>-1</sup> e 9,0 m.s<sup>-1</sup> (13,1%).

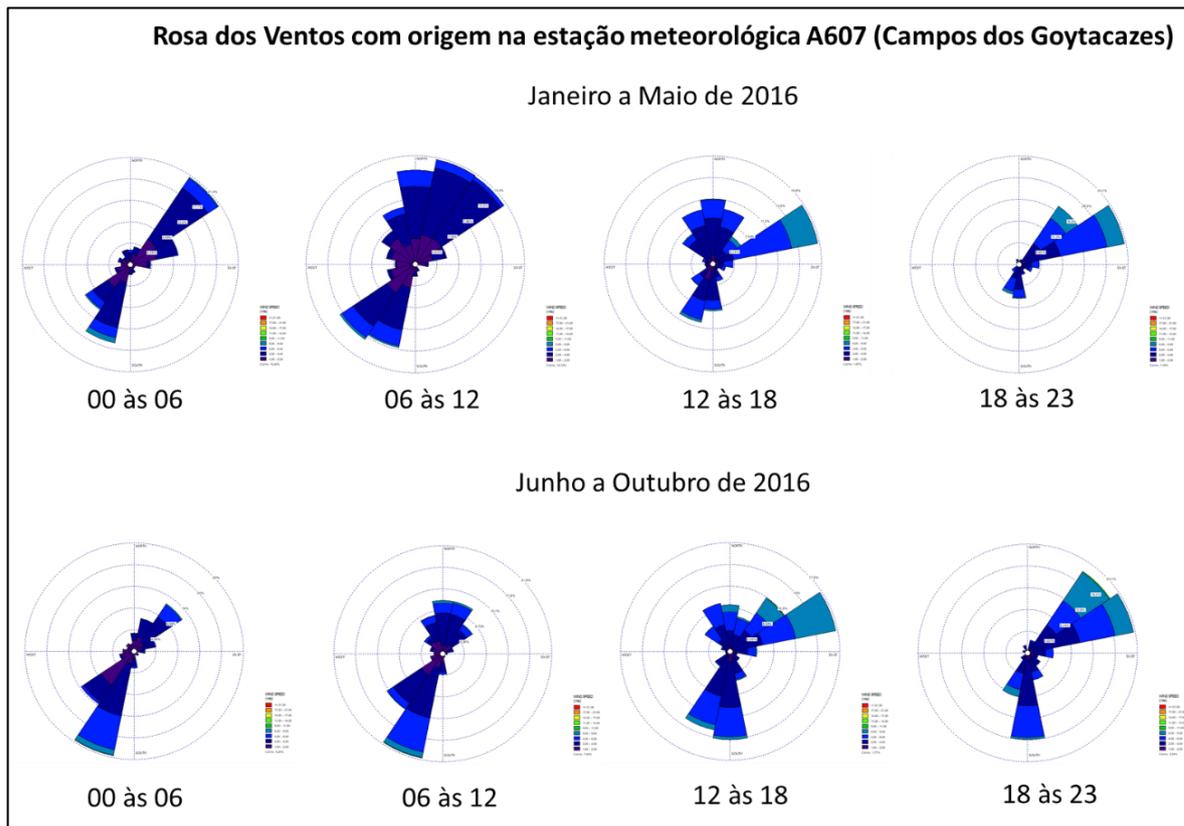


Figura 32. Representação sazonal da frequência e velocidade de ventos obtidos da estação A607 - Campos dos Goytacazes no ano de 2016. Fonte: Autor

Tabela 27. Resumo da frequência e velocidade dos ventos obtidos da estação A607 – Campos dos Goytacazes entre 2015 e 2016.

2015	Horários do dia	Direções predominantes de ventos
Janeiro a maio	Madrugada	NE
	Manhã	NE e SW
	Tarde	ENE
	Noite	NE
Junho a outubro	Madrugada	NE e SSW
	Manhã	NNE e SSW
	Tarde	NE
	Noite	NE
2016	Horários do dia	Direções predominantes de ventos
Janeiro a maio	Madrugada	NE e SSW
	Manhã	NNE e NE
	Tarde	ENE
	Noite	ENE
Junho a outubro	Madrugada	SSW
	Manhã	SSW
	Tarde	ENE e S
	Noite	ENE e NE

Fonte: Autor

### 6.2.3.2. Estação de Qualidade do Ar Mc – Cabiúnas

A estação de qualidade do ar Mc-Cabiúnas está localizada no município de Macaé. No ano de 2015, as direções N, NNW e NNE foram predominantes, com respectivas frequências acumulada de 14,61%, 13,20% e 11,34%, e velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup> (37,2%). No ano de 2016, os ventos de N foram predominantes, com frequência de 19,78% e velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup> (41,0%).

No ano de 2015, entre os meses de janeiro e maio, no período da madrugada os ventos predominantes apresentaram direções de NNE (16,25%) e NNW (15,32%), com velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup> (38,9%). No período matutino, ventos de direção N representaram 18,83% das observações, com velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup> (37,3%). No período vespertino ocorreu uma drástica mudança na direção dos ventos, com predominância das direções E (17,3%) e ENE (15,42%), velocidades entre 4,00 m.s<sup>-1</sup> a 6,0 m.s<sup>-1</sup> (38,8%) e registros de ventos entre 9,00 m.s<sup>-1</sup> a 11,0 m.s<sup>-1</sup> (0,2%). No período noturno, os ventos de direção NNE representaram 19,54% das observações, com aqueles com velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup> (37,3%) como os de maior frequência.

Nos meses de junho e outubro, em 2015, os ventos de NNW responderam por 32,78% das observações, prevalecendo velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup> (46,1%) no período da madrugada. No período da manhã, repetiu-se o padrão NNW (22,14%), e a velocidade de 2,00

$\text{m.s}^{-1}$  a  $4,0 \text{ m.s}^{-1}$  (40,0%). Semelhante ao ano de 2015, o período vespertino apresentou múltiplas direções de ventos e predominância ENE (11,77%), prevalecendo velocidades de  $4,00 \text{ m.s}^{-1}$  a  $6,0 \text{ m.s}^{-1}$  (36,7%) e registros de ventos entre  $9,00 \text{ m.s}^{-1}$  a  $11,0 \text{ m.s}^{-1}$  (0,3%). No período noturno, os ventos de N (18,84%) e NNW (17,10%) foram predominantes, em comparação com outras direções, com velocidades entre  $2,00 \text{ m.s}^{-1}$  a  $4,0 \text{ m.s}^{-1}$  (36,1%). As figuras 33 e 34 ilustram os resultados obtidos, e a tabela 28 sintetiza a variação das direções predominantes na estação Mc – Cabiúnas.

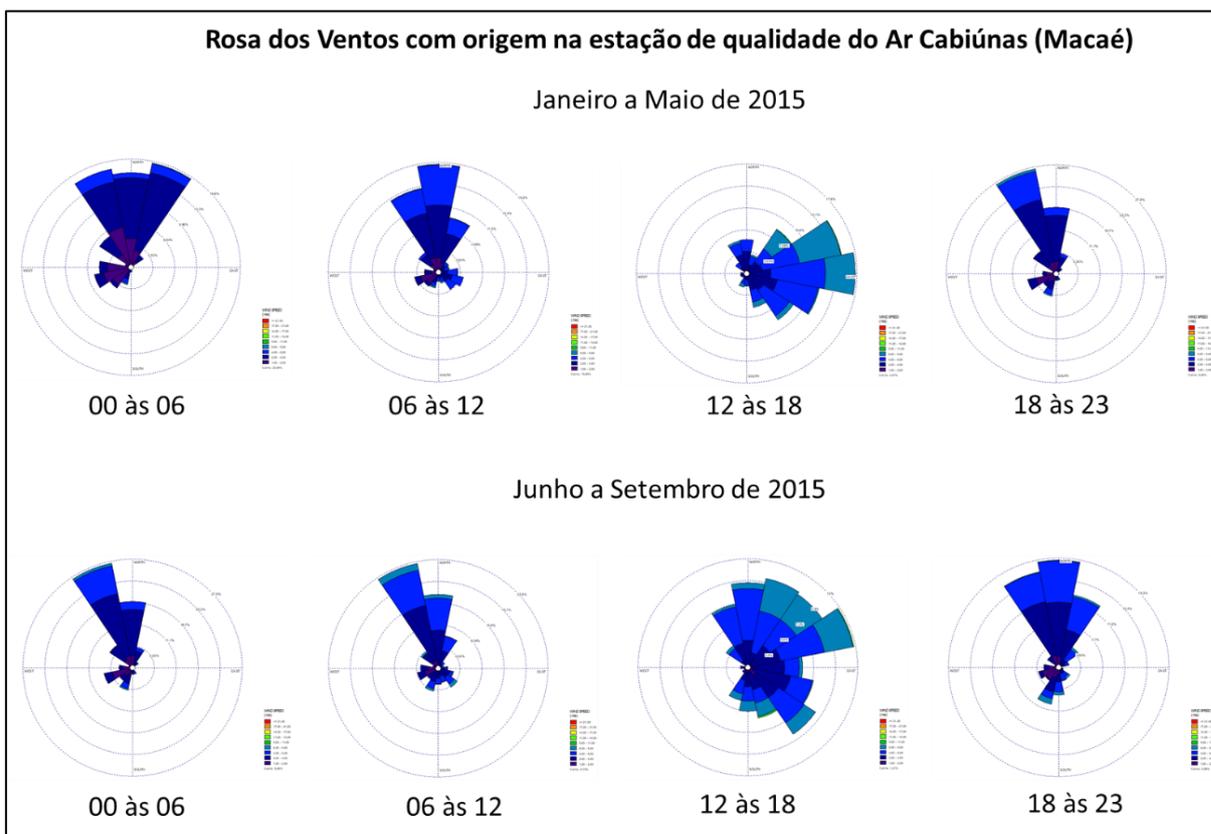


Figura 33. Representação sazonal da frequência e velocidade de ventos obtidos da estação Mc – Cabiúnas ano de 2015. Fonte: Autor

No ano de 2016, entre janeiro e maio, durante a madrugada, 35,91% da frequência dos ventos concentrou-se na direção N, prevalecendo velocidades entre  $1,00 \text{ m.s}^{-1}$  a  $2,0 \text{ m.s}^{-1}$  (39,8%), comportamento semelhante no período matutino, cujos ventos predominantes foram de direção N (31,42%), e velocidades entre  $2,00 \text{ m.s}^{-1}$  a  $4,0 \text{ m.s}^{-1}$  (44,8%). No período vespertino, os ventos predominantes concentraram-se nas direções E (15,19%), ENE (13,27%) e ESE (11,44%), com velocidades entre  $2,00 \text{ m.s}^{-1}$  a  $4,0 \text{ m.s}^{-1}$  (45,3%). No período noturno, a direção de ventos predominantes foram N (22,36%) e NNE (17,14%), com velocidades de  $2,00 \text{ m.s}^{-1}$  a  $4,0 \text{ m.s}^{-1}$  (40,6%).

Entre junho e outubro, durante a madrugada prevaleceram ventos de direção N e NW, respectivamente com 29,47% e 14,53%, apresentando velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup>. No período da manhã foi registrado regime de direções N (18,06%) e NW (14,06%), com velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup>. No período da tarde, predominaram ventos com velocidades entre 4,00 m.s<sup>-1</sup> a 6,0 m.s<sup>-1</sup> (45,4%), e diversas direções, com os ventos de NNE (12,38%) apresentando maior frequência. No período noturno, predominaram ventos de direção N (20,86%), com velocidades entre 2,00 m.s<sup>-1</sup> a 4,0 m.s<sup>-1</sup> (46,7%).

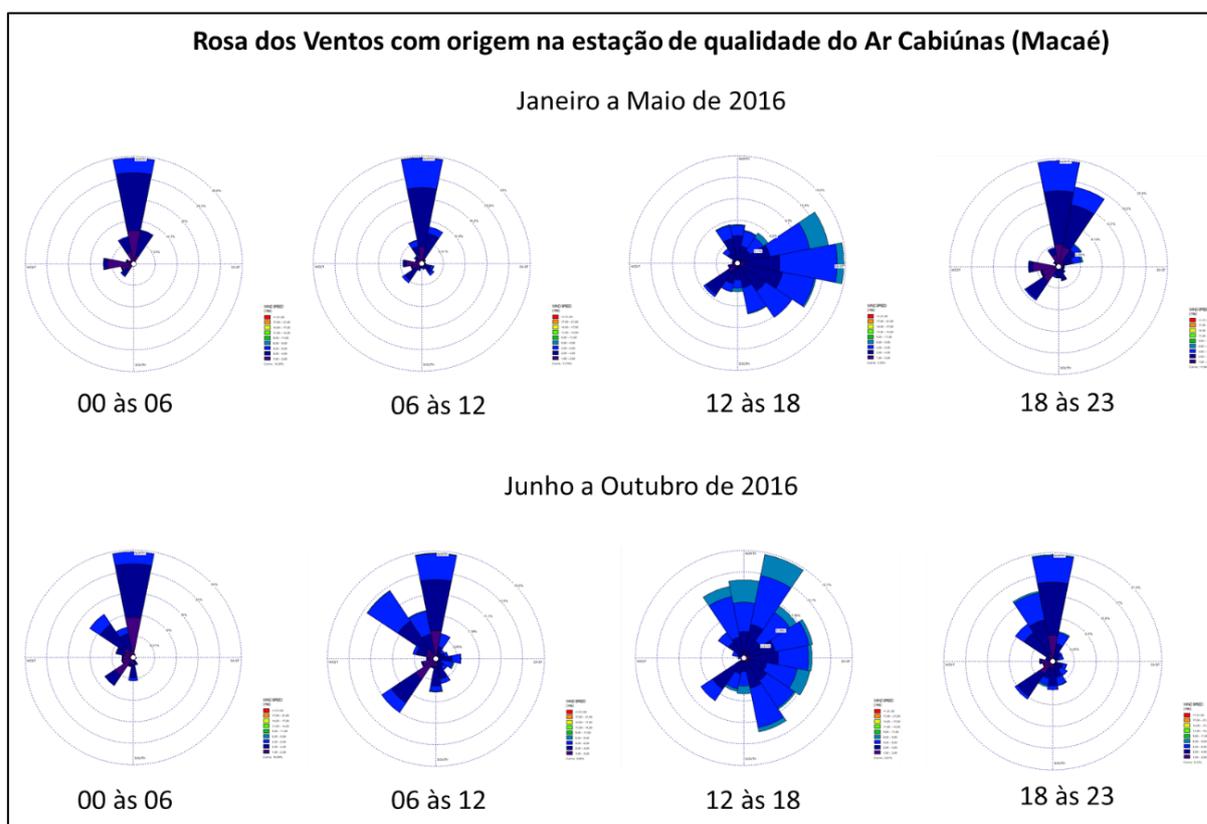


Figura 34. Representação sazonal da frequência e velocidade dos ventos da estação Mc – Cabiúnas em 2016.

Fonte: Autor

Tabela 28. Resumo da frequência e velocidade dos ventos obtidos da estação Mc – Cabiúnas entre 2015 e 2016.

2015	Horários do dia	Direções predominantes de ventos
Janeiro a maio	Madrugada	NNE e NNW
	Manhã	N
	Tarde	E e ENE
	Noite	NNE
Junho a outubro	Madrugada	NNW
	Manhã	NNW
	Tarde	ENE
	Noite	
2016	Horários do dia	Direções predominantes de ventos
Janeiro a maio	Madrugada	N
	Manhã	N
	Tarde	E, ENE e ESE
	Noite	N e NNE

Junho a outubro	Madrugada	N e NW
	Manhã	N e NW
	Tarde	NNE
	Noite	N

Fonte: Autor

#### 6.2.4. Estimativa de Áreas atingidas pela Queima de Biomassa da Cana-de-Açúcar

Entre os anos 2015 e 2020, os resultados da execução do dNBR demonstram as áreas de queimadas e rebrotas oriundas dos canaviais situados na RNF, separadas em períodos de pré-queima (janeiro – maio) e pós-queima (junho – outubro), conforme ilustrado na figura 35.

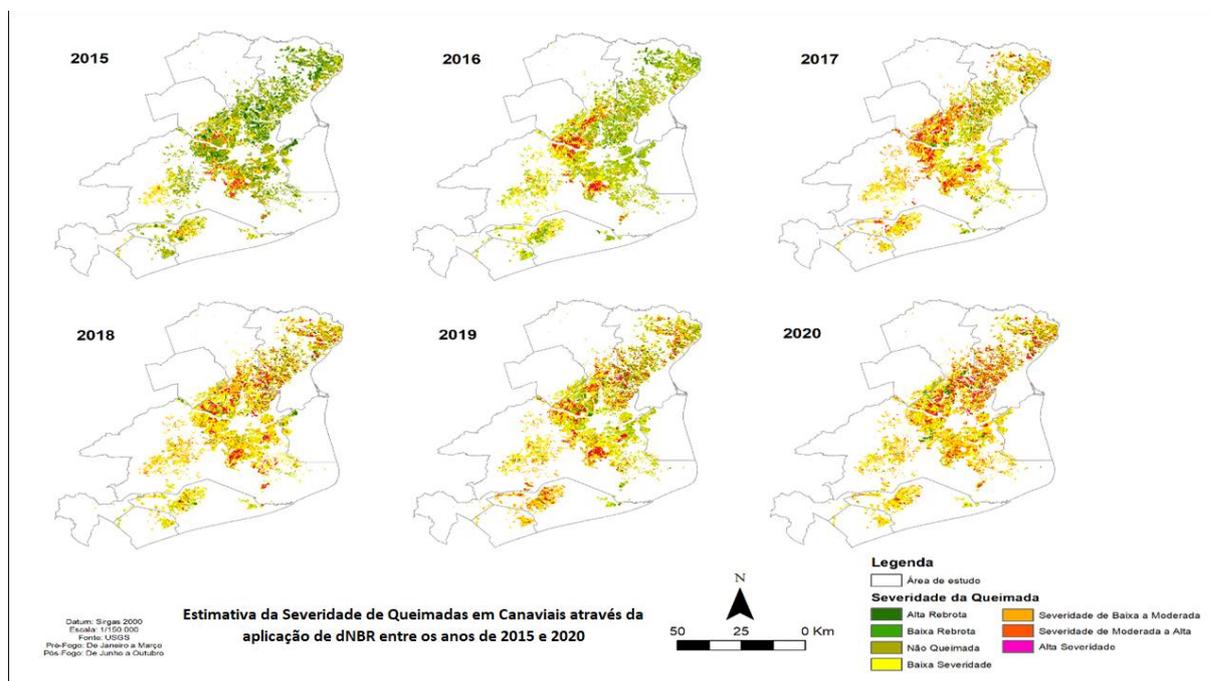


Figura 35. Estimativa da severidade de queimadas em canaviais entre 2015 e 2020, mediante a aplicação do dNBR.

Fonte: Autor

A tabela 29 mostra os níveis de severidade das queimadas locais, calculadas entre os anos de 2015 e 2020. O ano de 2018 teve o maior percentual de área queimada, com 2% dos canaviais apresentando alta severidade, equivalentes a 3206,70 ha. Áreas com queima de moderada a alta severidade representaram 14% em 2020. O ano de 2017 apresentou 37% das áreas com baixa severidade de queima. Áreas não queimadas representaram 48% em 2016. E áreas com alta regeneração corresponderam a 11% em 2015.

Tabela 29. Variações dos níveis de severidade de queimadas em função da área ocupada em hectare (ha).

Nível de Severidade	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Alta Rebrotas	16524,96	2464,328	2687,60	3560,74	3476,86	2805,68
Baixa Rebrotas	31147,43	12355,84	5628,00	4012,80	6018,93	3617,49
Não Queimada	57241,15	71459,37	21185,44	20347,65	30085,63	15169,83
Baixa Severidade	28351,41	38245,72	49386,86	58905,52	52445,13	53889,65
Severidade de Baixa a Moderada	9873,63	13701,82	50253,14	40887,17	36394,46	48700,10
Severidade de Moderada a Alta	4147,509	8749,154	17825,73	17257,88	17488,33	21104,99

	892,3677	1202,02	1211,79	3206,70	2268,91	2890,71
<b>Legenda</b>						
	Área de Alta Regeneração a Queimadas					
	Área de Baixa Regeneração a Queimadas					
	Área não Queimada					
	Área com Queima de Baixa Severidade					
	Área com Queima de Baixa a Moderada Severidade					
	Área com Queima de Moderada a Alta Severidade					
	Área com Queima de Alta Severidade					

Fonte: Autor

Na tabela 30 estão representados os níveis de severidade das queimadas por município, entre os anos 2015 e 2020.

Tabela 30. Variações dos níveis de severidade de queimadas por municípios, em função da área ocupada, em hectare (ha), entre os anos 2015 e 2020.

<b>Campos dos Goytacazes</b>						
<b>Nível de Severidade</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
	9068,47	867,63	1058,47	1091,53	1710,93	1651,06
	18539,21	5488,61	2676,17	2535,63	2936,55	1860,41
	36450,08	41043,51	12082,56	8896,03	19008,21	8001,06
	18253,26	27113,01	31103,35	27365,49	35619,04	33828,27
	7046,85	10413,94	32924,16	34162,97	21667,23	33501,16
	3559,70	7708,66	12852,38	18276,44	11197,79	13144,88
	864,61	1146,51	1084,87	1453,77	1641,91	1795,13
<b>São Francisco do Itabapoana</b>						
<b>Nível de Severidade</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
	6031,82	1392,03	1555,85	1474,36	1581,63	982,07
	10265,61	5577,27	2651,84	1930,26	2719,10	1437,04
	12265,82	20676,84	6975,75	6739,79	7843,06	4995,60
	3982,65	3835,78	9889,64	10472,46	9344,86	9786,52
	1105,66	1698,98	9959,07	6970,86	7539,34	8744,48
	212,67	645,81	2808,49	5123,76	4370,47	6927,21
	11,02	48,54	34,61	1098,28	476,80	1002,34
<b>Carapebus</b>						
<b>Nível de Severidade</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
	160,39	38,77	2,08	57,07	21,72	10,19
	503,41	150,10	11,75	58,00	17,98	23,60
	1359,08	1276,24	184,29	428,98	157,16	195,10
	545,19	1103,69	1155,66	1420,20	1144,54	1489,01
	111,22	111,95	1143,71	646,75	1154,41	878,02
	12,27	11,64	194,07	75,46	187,83	87,94
	0,83	0,00	0,83	5,92	8,73	8,52
<b>Cardoso Moreira</b>						
<b>Nível de Severidade</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
	198,22	21,31	8,52	20,27	11,02	60,70
	395,93	69,95	30,14	74,53	39,40	179,62
	1385,59	1088,20	123,59	376,07	708,07	572,63
	837,69	1422,80	617,43	1424,77	1597,95	1237,15
	193,34	296,45	1422,80	1014,92	574,40	886,96
	28,79	140,95	766,39	110,91	97,71	92,10
	0,21	0,21	7,1	18,40	11,33	10,71
<b>Conceição de Macabu</b>						
<b>Nível de Severidade</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
	3,64	2,29	0,00	3,64	2,91	1,35

	23,60	10,29	0,31	9,67	2,18	1,77
	159,56	342,71	4,99	90,95	28,27	19,33
	227,22	163,71	134,82	266,62	232,63	281,79
	111,43	6,03	292,50	144,48	218,28	207,79
	1,56	1,97	94,38	11,64	35,45	14,86
	0,00	0,00	0,00	0,00	7,28	0,10
<b>Quissamã</b>						
<b>Nível de Severidade</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
	432,52	129,10	52,39	191,36	112,57	241,78
	811,19	858,69	212,15	191,99	169,85	201,97
	4256,75	4350,31	1115,23	2222,76	1097,87	1354,92
	3942,01	4320,58	4659,33	5694,63	3113,88	2534,18
	1245,57	1138,93	3945,44	2239,81	4914,83	4252,08
	327,32	226,08	1026,14	441,25	1516,45	2354,56
	14,55	6,24	19,23	48,13	104,46	90,33
<b>São João da Barra</b>						
<b>Nível de Severidade</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
	625,85	12,37	9,87	253,11	36,28	11,95
	598,10	196,25	44,80	177,33	132,32	22,04
	1344,94	2663,49	690,19	533,24	1232,58	378,36
	556,31	268,80	1810,51	1491,92	1373,74	1702,72
	57,27	33,05	552,05	620,03	316,62	952,34
	4,78	13,93	79,21	98,12	79,83	115,17
	1,14	0,52	1,25	14,66	17,05	5,82
<b>Legenda</b>						
	Área de Alta Regeneração a Queimadas					
	Área de Baixa Regeneração a Queimadas					
	Área não Queimada					
	Área com Queima de Baixa Severidade					
	Área com Queima de Baixa a Moderada Severidade					
	Área com Queima de Moderada a Alta Severidade					
	Área com Queima de Alta Severidade					

Fonte: Autor

Na comparação com as demais áreas da RNF, os municípios de Campos dos Goytacazes e São Francisco do Itabapoana apresentaram o maior percentual de área queimada com alta intensidade.

### 6.2.5. Estimativa das Emissões Atmosféricas de MP10 Proveniente das Áreas de Queima de Biomassa da Cana-de-Açúcar

Adotando as áreas com queima de alta severidade e os parâmetros da equação elaborada por Seiler & Crutzen (1980), juntamente com a estimativa dos fatores de emissão entre os anos de 2015 e 2020, apresentados no capítulo de metodologia, foi estimada a emissão do material de 10 µm de diâmetro.

Tabela 31. Estimativa da emissão de MP<sub>10</sub> entre 2015 - 2018

<b>Emissão de MP10</b>					
Ano	$\alpha_{cana}$ (t/ha)	$\beta_{cana}$ (adim)	$E_f^{MP_{10}}$ (g/Kg)	$a_{fogo}$ (ha)	$M_{[MP_{10}]}$ (Kg)
2015	147,51	0,8	1,81 ± 0,14	892,3677	190604,81 ± 14742,91
2016	137,81	0,8	1,81 ± 0,14	1202,02	239861,74 ± 18552,84
2017	152,79	0,8	1,81 ± 0,14	1211,79	268096,32 ± 20736,73
2018	204,18	0,8	1,81 ± 0,14	3206,7	948069,32 ± 73331,33

Fonte: Autor

## 6.2.6. Análise da concentração de MP<sub>10</sub> no município de Macaé

No ano de 2015, a estação de qualidade do ar Mc-Cabiúnas registrou 7.816 horas de observações de MP<sub>10</sub>, com 553 horas (7,0% das observações) com resultados superiores à concentração de 50 µg/m<sup>3</sup>, e direções predominantes dos ventos de E e SSE. Em 2016, foram registradas 7.914 horas de observações de MP<sub>10</sub>, dos quais 414 horas (5,2% das observações) foram superiores à concentração de 50 µg/m<sup>3</sup>, predominando direções de SSE e SSW. A tabela 32 resume o número de observações acima de 50 µg/m<sup>3</sup> para o período 2015 e 2016.

Tabela 32. Número de observações acima de 50 µg/m<sup>3</sup> entre 2015 e 2016.

Concentração (µg/m <sup>3</sup> )	Horas de Observações (2015)	Horas de Observações (2016)
Menor que 50	7263	7500
50 - 75	381	271
75-100	88	86
100 -120	29	26
Maior que 120	55	31

Fonte: Autor

A média de variação da concentração horária no período de 24 horas de MP<sub>10</sub> em 2015 (Figura 36) registrou a menor concentração de MP<sub>10</sub> para o mês de novembro, caracterizado pela segundo quartil igual 7,25 µg/m<sup>3</sup>. As maiores concentrações médias horárias mensais de MP<sub>10</sub> foram registradas nos meses de janeiro (30,04 µg/m<sup>3</sup>), fevereiro (26,88 µg/m<sup>3</sup>) e março (27,30 µg/m<sup>3</sup>), com as máximas concentrações médias em março registrando 115,80 µg/m<sup>3</sup>. A tabela 33 resume os resultados obtidos.

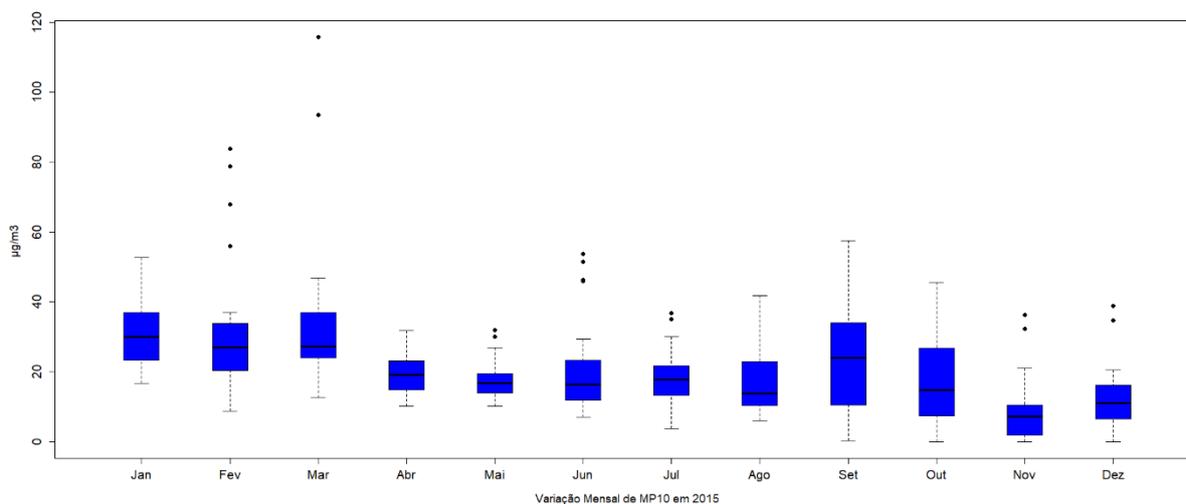


Figura 36. Boxplot da variação mensal de MP<sub>10</sub> em 2015, na estação Mc – Cabiúnas. Fonte: Autor

Tabela 33. Média da concentração horária de MP<sub>10</sub> em 2015, na estação Mc – Cabiúnas.

Variação Mensal	Média da concentração horária em µg/m <sup>3</sup>						
	Mínimo	Q <sub>1</sub>	Q <sub>2</sub>	Média	Q <sub>3</sub>	Máximo	S/R
<b>Janeiro</b>	16,72	23,27	30,04	30,76	36,99	<b>52,68</b>	-
<b>Fevereiro</b>	8,80	20,45	26,88	31,08	33,74	<b>83,90</b>	3
<b>Março</b>	12,52	24,05	27,30	33,28	36,91	<b>115,80</b>	-

<b>Abril</b>	10,18	14,89	19,17	18,91	23,11	31,73	1
<b>Mai</b>	10,23	14,03	16,74	17,70	19,57	31,90	-
<b>Junho</b>	7,10	12,04	16,38	20,24	22,98	<b>53,81</b>	1
<b>Julho</b>	3,37	13,35	17,85	18,53	21,78	36,85	-
<b>Agosto</b>	6,00	10,40	13,80	17,33	23,00	41,78	2
<b>Setembro</b>	0,25	10,50	23,93	23,21	33,83	<b>57,58</b>	1
<b>Outubro</b>	0,00	7,39	14,91	17,76	26,75	45,53	-
<b>Novembro</b>	0,00	1,95	7,25	8,76	10,54	36,20	2
<b>Dezembro</b>	0,04	6,64	11,00	11,70	16,24	38,78	1
<b>Legenda</b>							
<b>Q<sub>1</sub></b>	Primeiro quartil						
<b>Q<sub>2</sub></b>	Segundo quartil ou mediana						
<b>Q<sub>3</sub></b>	Terceiro quartil						
<b>S/R</b>	Número de dias sem registro						

Fonte: Autor

A média de variação da concentração horária no período de 24 horas para MP<sub>10</sub> em 2016 (Figura 37), registrou a menor concentração do poluente no mês de janeiro, caracterizado pela segundo quartil igual a 4,63 µg/m<sup>3</sup>. As maiores concentrações médias horárias mensais de MP<sub>10</sub> foram registradas nos meses de agosto (75,00 µg/m<sup>3</sup>), julho (69,57 µg/m<sup>3</sup>) e abril (50,00 µg/m<sup>3</sup>). A tabela 34 resume os resultados obtidos.

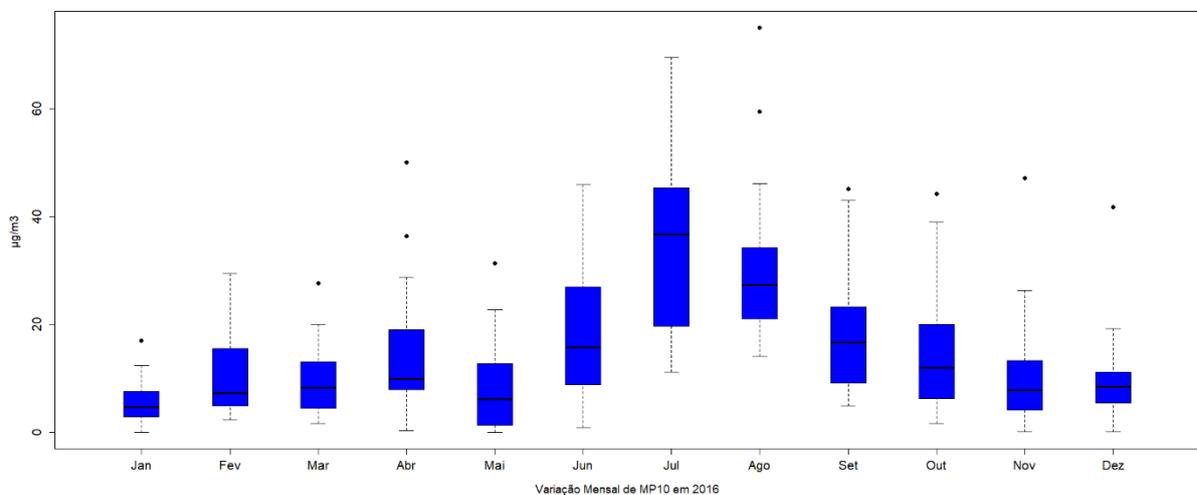


Figura 37. Boxplot da variação mensal de MP<sub>10</sub> em 2016, na estação Mc – Cabiúnas. Fonte: Autor

Tabela 34. Média da concentração horária de MP<sub>10</sub> em 2016, na estação Mc – Cabiúnas.

Variação Mensal	Média da concentração horária em µg/m <sup>3</sup>						
	Mínimo	Q <sub>1</sub>	Q <sub>2</sub>	Média	Q <sub>3</sub>	Máximo	S/R
<b>Janeiro</b>	0,00	2,92	4,63	5,48	7,55	17,04	-
<b>Fevereiro</b>	2,30	4,88	7,25	10,32	15,58	29,47	2
<b>Março</b>	1,67	4,46	8,3	9,38	13,13	27,58	-
<b>Abril</b>	0,30	8,07	9,98	13,56	18,56	<b>50,00</b>	1
<b>Mai</b>	0,00	1,40	6,20	8,02	12,50	31,30	1
<b>Junho</b>	0,80	9,63	15,77	17,75	26,10	45,88	1
<b>Julho</b>	11,20	19,68	36,73	33,61	45,34	<b>69,57</b>	-
<b>Agosto</b>	14,07	21,00	27,30	29,36	34,29	<b>75,00</b>	2
<b>Setembro</b>	4,90	9,17	16,62	17,73	23,26	45,09	2
<b>Outubro</b>	1,70	6,20	11,96	14,63	20,00	44,25	-

<b>Novembro</b>	0,04	4,24	7,80	10,78	13,17	47,09	1
<b>Dezembro</b>	0,04	5,43	8,50	9,84	11,19	41,75	-
<b>Legenda</b>							
<b>Q<sub>1</sub></b>	Primeiro quartil						
<b>Q<sub>2</sub></b>	Segundo quartil ou mediana						
<b>Q<sub>3</sub></b>	Terceiro quartil						
<b>S/R</b>	Número de dias sem registro						

Fonte: Autor

### 6.2.6. Rosas de Poluição de MP<sub>10</sub>

As Rosas de poluição ilustram a concentração horária de MP<sub>10</sub> em associação com o vento horizontal em termos da direção predominante. Dessa forma, o objetivo é caracterizar a concentração horária do poluente em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  em diferentes períodos de tempo no município de Macaé, uma vez que a concentração do material particulado tem correlação com fatores climatológicos e antrópicos.

#### 6.2.6.1. Análise no ano de 2015

No ano de 2015, entre os meses de janeiro a maio, foram registradas 3.280 horas de observações de MP<sub>10</sub>, das quais 322 horas (9,82%) foram superiores à concentração de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Durante a madrugada, foram registradas 24 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância nas direções WSW e W, ambas com frequência acumulada de 0,47%; 13 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância na direção W (0,83%); 5 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância na direção W (0,23%); e 18 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância na direção W (1,31%). No período matutino, foram registradas 55 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância na direção SE (1,90%); 16 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominando as direções SE (0,47%) e WSW (0,47%); 2 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância nas direções N e SE, ambas com frequências de 0,12%; e 9 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância na direção W (0,71%). No período vespertino foram registradas 112 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção E (4,17%); 17 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância na direção E (0,95%), 6 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominando a direção E (0,35%); e 6 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com predominância na direção E (0,35%). No período noturno foram registradas 64 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção S (0,97%); 10 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção WSW (0,41%); 5 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção W (0,27%); e 5 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção W (0,41%).

Entre os meses de junho a outubro foram registradas 3.172 horas de observações de MP<sub>10</sub>, das quais 188 horas (5,93%) foram superiores às concentrações de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Durante a madrugada foram registradas 5 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na

direção WSW (0,23%); 1 hora entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSW (0,11%); 2 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção S (0,23%); e 1 hora acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (0,11%). No período matutino foram registradas 26 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções ESE (0,70%) e S (0,70%); 5 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções SSW (0,47%) e WSW (0,47%); 3 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (0,23%); e 3 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção S (0,23%). No período vespertino, foram registradas 51 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções ESE (0,93%) e SSE (0,93%); 13 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (0,45%); 5 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (0,35%); e 6 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (0,35%). No período noturno foram registradas 29 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção S (0,54%); 10 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSW (0,40%); 4 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (0,40%); e 5 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção S (0,40%). Esses resultados encontram-se ilustrados na figura 38, com a tabela 35 representando o conjunto de concentrações horárias e direções predominantes de ventos na estação Mc – Cabiúnas em 2015.

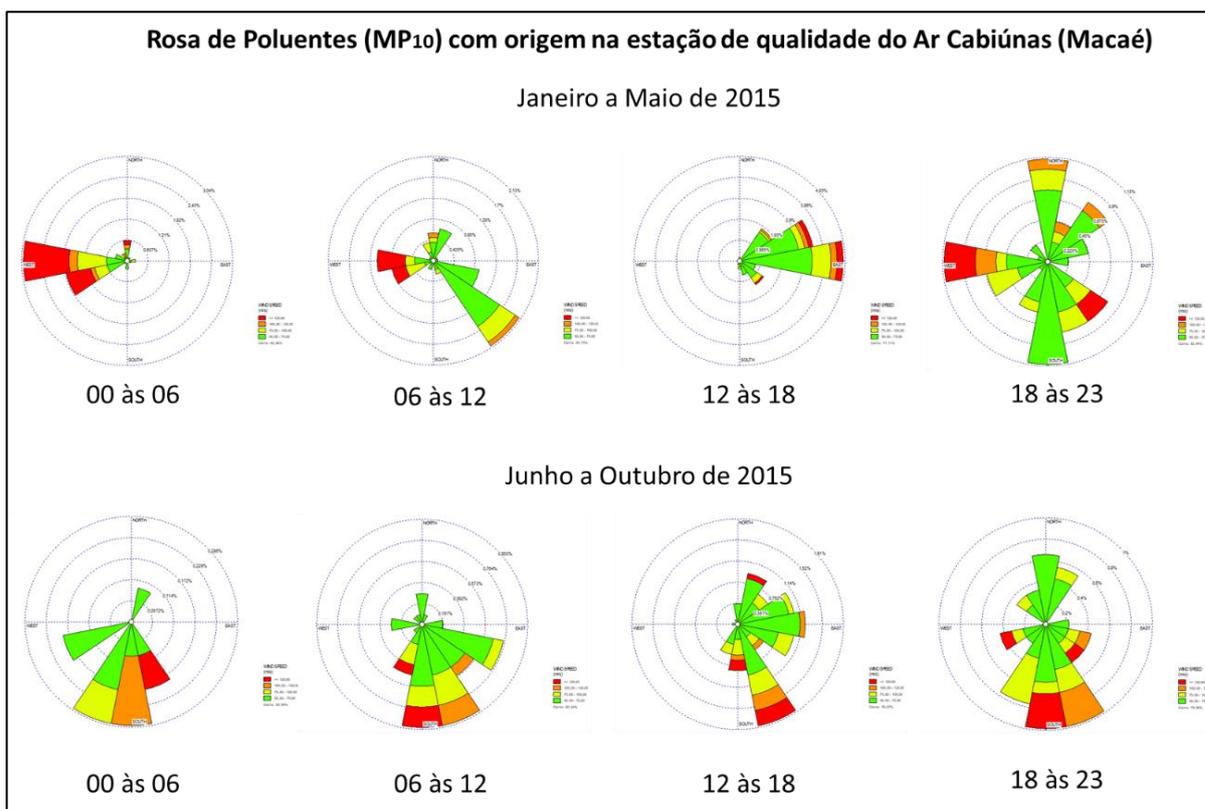


Figura 38. Representação sazonal da frequência e concentração de MP<sub>10</sub> na estação Mc – Cabiúnas em 2015.

Fonte: Autor

Tabela 35. Frequência e concentração de MP<sub>10</sub> na estação Mc – Cabiúnas em 2015.

Janeiro a maio (2015)								
MP <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	1		2		3		4	
Menor que 50	696	-	698	-	633	-	604	-
50 - 75	24	WSW e W	54	SE	112	E	44	S
75-100	13	W	16	SE e WSW	17	E	10	WSW
100 -120	5	W	2	N e SE	6	E	5	W
Maior que 120	18	W	9	W	6	E	5	W
Junho a outubro (2015)								
Menor que 50	722	-	701	-	649	-	573	-
50 - 75	5	WSW	26	ESE e S	51	ESE e SSE	29	S
75-100	1	SSW	5	SSW e WSW	13	SSE	10	SSW
100 -120	2	S	3	SSE	5	SSE	4	SSE
Maior que 120	1	SSE	3	S	6	SSE	5	S
Legenda								
1	Concentração horária no período da Madrugada							
2	Concentração horária no período Matutino							
3	Concentração horária no período Vespertino							
4	Concentração horária período Noturno							
	Direção predominante dos ventos							

Fonte: Autor

### 6.2.6.2. Análise no de 2016

No ano de 2016, entre janeiro e maio, foram registradas 3.397 horas de observações de MP<sub>10</sub>, das quais 101 (2,97%) foram superiores à concentração de 50 µg/m<sup>3</sup>. Durante a madrugada, foram registradas 2 horas de concentrações entre 50-75 µg/m<sup>3</sup>, predominantes nas direções SE (0,12%) e SW (0,12%); 9 horas entre 75-100 µg/m<sup>3</sup>, predominantes na direção N (0,86%); 1 hora entre 100-120 µg/m<sup>3</sup>, predominantes na direção SW (0,23%); e 1 hora acima de 120 µg/m<sup>3</sup>, predominantes na direção ESE (0,23%). No período matutino foram registradas 5 horas de concentrações entre 50-75 µg/m<sup>3</sup>, igualmente distribuídas nas direções N, NNE, ESE, SE e NNW, todas com frequência de 0,12%; 5 horas entre 75-100 µg/m<sup>3</sup>; predominantes na direção N (0,38%), não possuindo registros de acumulados superiores. No período vespertino foram registradas 22 horas de concentrações entre 50-75 µg/m<sup>3</sup>; predominantes na direção SSE (0,64%); 9 horas entre 75-100 µg/m<sup>3</sup>, predominantes nas direções E (0,25%), SSE (0,25%) e SSW (0,25%); 4 horas entre 100-120 µg/m<sup>3</sup>, predominantes na direção SSE (0,25%); e 3 horas acima de 120 µg/m<sup>3</sup>, predominantes nas direções NE (0,13%), ENE (0,13%) e SSW (0,13%). No período noturno foram registradas 28 horas de concentrações entre 50-75 µg/m<sup>3</sup>, predominantes na direção NNE (1,00%); 8 horas entre 75-100 µg/m<sup>3</sup>, predominantes nas direções NE (0,28%) e S (0,28%); 4 horas entre 100-120 µg/m<sup>3</sup>, predominantes na direção SSE (0,43%); e 2 horas acima de 120 µg/m<sup>3</sup>, predominantes nas direções ENE (0,14%) e S (0,14%).

Entre os meses de junho a outubro foram registradas 3.216 horas de observações de MP<sub>10</sub>, das quais 289 (8,99%) horas foram superiores à concentração de 50 µg/m<sup>3</sup>. Durante a madrugada, foram registradas 18 horas de concentrações entre 50-75 µg/m<sup>3</sup>, predominantes na

direção SW (0,67%); 3 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções N (0,13%), SSW (0,13%) e SW (0,13%); 2 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções SSW (0,13%) e NW (0,13%); e por fim, 2 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (0,11%). No período matutino foram registradas 45 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SW (1,62%), 4 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções N (0,13%), SE (0,13%), SSE (0,13%) e SW (0,13%); 4 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções NNE (0,13%), S (0,13%), SW (0,13%) e NW (0,13%); e 2 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções NNE (0,13%) e SSE (0,13%). No período vespertino foram registradas 78 horas de concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (2,42%); 25 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSE (0,26%); 12 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções NE (0,26%), SSE (0,26%), SSW (0,26%); e por fim, 12 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção S (0,53%). No período noturno foram registradas 69 horas com concentrações entre 50-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções SW (0,45%) e SSW (0,45%); 27 horas entre 75-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção SSW (0,92%); 12 horas entre 100-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes na direção ENE (0,15%); e 12 horas acima de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , predominantes nas direções SE (0,46%) e SSW (0,46%). A figura 39 ilustra os resultados obtidos, e a tabela 36 resume o conjunto de concentrações horárias e direções predominantes de ventos na estação Mc – Cabiúnas em 2016.

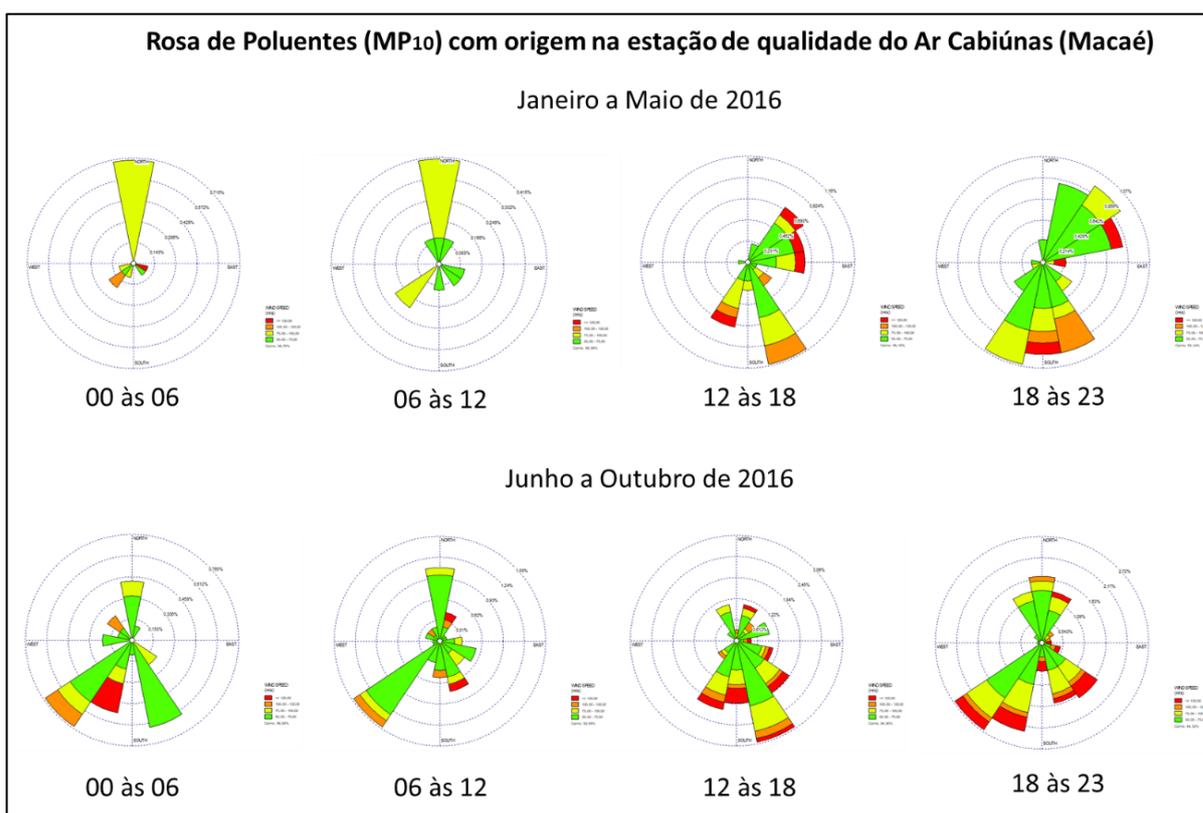


Figura 39. Representação sazonal da frequência e concentração de MP<sub>10</sub> obtidos da estação Mc – Cabiúnas no ano de 2015. Fonte: Autor

Tabela 36. Resumo da frequência e e concentração de MP<sub>10</sub> obtidos da estação Mc – Cabiúnas no ano de 2016.

Janeiro a Maio (2016)								
MP <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	1		2		3		4	
Menor que 50	813	-	776	-	740	-	657	-
50 - 75	2	SE e SW	5	N, NNE, ESE, SE e NNW	22	SSE	28	NNE
75-100	9	N	5	N	9	E, SSE e SSW	8	NE e S
100 -120	1	SW	-	-	4	SSE	4	SSE
Maior que 120	1	ESE	-	-	3	NE, ENE e SSW	2	ENE e S
Junho a Outubro (2016)								
Menor que 50	716	-	684	-	616	-	532	-
50 - 75	18	SW	45	SW	78	SSE	69	SW e SSW
75-100	3	N, SW e SSW	4	N, SE, SSE e SW	25	SSE	27	SSW
100 -120	2	SSW e NW	4	NNE, S, SW e NW	12	NE, SSE e SSW	10	ENE
Maior que 120	2	SSW	2	NNE e SSE	12	S	14	SE e SSW
Legenda								
1	Concentração horária no período da Madrugada							
2	Concentração horária no período Matutino							
3	Concentração horária no período Vespertino							
4	Concentração horária período Noturno							
	Direção predominante dos ventos							

Fonte: Autor

### 6.2.7. Correlação Estatística entre os Focos de Calor e MP<sub>10</sub>

No ano de 2015 não foi observada correlação estatística entre os focos de calor extraídos da biomassa da cana-de-açúcar e o MP<sub>10</sub>. No município de Quissamã, houve significância estatística (p-valor <0,05) e correlação de moderada a forte ( $\rho > 0,60$ ) entre os focos de calor extraídos das biomassas pastagem e outros com o MP<sub>10</sub>. No município de Macaé, houve significância estatística (p-valor <0,05) e forte correlação estatística ( $\rho > 0,70$ ) entre os focos de calor extraídos da biomassa pastagem e o MP<sub>10</sub>. Ao considerar a correlação entre focos de calor extraídos das biomassas pastagem e outros com o MP<sub>10</sub> em 2015, verificou-se significância estatística (p-valor <0,05) e correlação de moderada a forte ( $\rho > 0,60$ ).

No ano de 2016 ocorreu significância estatística (p-valor <0,05) entre os focos de calor extraídos da biomassa cana-de-açúcar e forte correlação ( $\rho > 0,70$ ) com o MP<sub>10</sub>. No município de Campos dos Goytacazes, houve significância estatística (p-valor <0,05) e forte correlação ( $\rho > 0,70$ ) entre os focos de calor extraídos das biomassas cana-de-açúcar e pastagem com o MP<sub>10</sub>. No município de São Francisco do Itabapoana houve significância estatística (p-valor <0,05) e correlação de moderada a forte ( $\rho > 0,6$ ) entre os focos de calor extraídos da biomassa cana-de-açúcar e o MP<sub>10</sub>. No município de Carapebus, houve significância estatística (p-valor <0,05) e

forte correlação ( $\rho > 0,7$ ) entre os focos de calor extraídos da biomassa pastagem e o MP<sub>10</sub>. No município de Quissamã, houve significância estatística (p-valor  $< 0,05$ ) e forte correlação ( $\rho > 0,7$ ) entre os focos de calor extraídos da biomassa pastagem e o MP<sub>10</sub>. Ao considerar a correlação entre focos de calor extraídos das biomassas cana-de-açúcar e pastagem com o MP<sub>10</sub> em 2016, verificou-se significância estatística (p-valor  $< 0,05$ ) e forte correlação ( $\rho > 0,60$ ) entre estes e uma correlação de moderada a forte ( $\rho > 0,6$ ) entre os focos de calor extraídos da tipologia outros usos do solo com o MP<sub>10</sub>. Na tabela 37 são apresentados os resultados da aplicação do teste estatístico de Spearman.

Tabela 37. Correlação entre focos de calor e MP<sub>10</sub> por municípios e tipo de biomassa em 2015 e 2016.

Período Anual		MP10			
Municípios	Tipologias	2015		2016	
		$r_s$	p-valor	$r_s$	p-valor
Campos dos Goytacazes	Cana-de-açúcar	0,098594	7,61E-01	<b>0,763574</b>	<b>3,85E-03</b>
	Pastagem	0,58042	5,21E-02	<b>0,921192</b>	<b>2,10E-05</b>
	Outros	0,38529	2,16E-01	<b>0,645618</b>	<b>2,34E-02</b>
São Francisco do Itabapoana	Cana-de-açúcar	0,246485	4,40E-01	<b>0,628855</b>	<b>2,85E-02</b>
	Pastagem	0,203584	5,26E-01	0,111351	7,31E-01
	Outros	0,421525	1,72E-01	0,384312	2,17E-01
Carapebus	Cana-de-açúcar	0,480385	1,14E-01	0,218356	4,95E-01
	Pastagem	0,41708	1,77E-01	<b>0,77538</b>	<b>3,05E-03</b>
	Outros	0,231048	4,70E-01	0,403168	1,94E-01
Cardoso Moreira	Cana-de-açúcar	-0,03942	9,03E-01	0,421918	1,67E-01
	Pastagem	0,153628	6,34E-01	0,453846	1,38E-01
	Outros	SR	SR	-0,12364	7,02E-01
Conceição de Macabú	Cana-de-açúcar	0,043671	8,93E-01	SR	SR
	Pastagem	0,473871	1,20E-01	0,525224	7,95E-02
	Outros	0,458947	1,33E-01	0,5182	8,44E-02
Quissamã	Cana-de-açúcar	0,179344	5,77E-01	0,412909	1,82E-01
	Pastagem	<b>0,638194</b>	<b>2,55E-02</b>	<b>0,747449</b>	<b>5,20E-03</b>
	Outros	<b>0,691755</b>	<b>1,27E-02</b>	0,381402	2,21E-01
São João da Barra	Cana-de-açúcar	0,5182	8,44E-02	0,504842	9,41E-02
	Pastagem	0,139374	6,66E-01	-0,39304	2,06E-01
	Outros	0,382109	2,20E-01	0,440535	1,52E-01
Macaé	Cana-de-açúcar	SR	SR	SR	SR
	Pastagem	<b>0,773895</b>	<b>3,14E-03</b>	<b>0,580163</b>	<b>4,80E-02</b>
	Outros	0,486866	1,08E-01	0,33511	2,87E-01
Todos os Municípios	Cana-de-açúcar	0,328671	2,97E-01	<b>0,769231</b>	<b>5,25E-03</b>
	Pastagem	<b>0,605955</b>	<b>3,68E-02</b>	<b>0,87369</b>	<b>2,04E-04</b>
	Outros	<b>0,661988</b>	<b>1,90E-02</b>	<b>0,612961</b>	<b>3,41E-02</b>

Fonte: Autor

### 6.2.8. Análise da Queima de Biomassa da Cana-de-açúcar na RNF

Além dos fatores climatológicos na RNF, o surgimento dos focos de calor está diretamente associado à adoção da prática da queima de cana-de-açúcar no período da pré-colheita, ação típica no Brasil, impulsionada por fatores econômicos, ambientais e culturais, especialmente no Rio de Janeiro e São Paulo (FRANÇA et al., 2014). Coerente com esses fatores, a RH-IX apresentou as maiores taxas de evapotranspiração (ARAÚJO et al., 2007; FERNANDES et al., 2011), bem como as maiores temperaturas e menor precipitação acumulada (INEA, 2011), consequências que se refletiram na perda de umidade da biomassa vegetal (SAUSEN & LACRUZ, 2015), e favoreceram o aparecimento dos focos de calor. Neste sentido, no período anual, por apresentar 2.800 km<sup>2</sup> de áreas sujeitas ao aparecimento de focos de calor, a RH-IX se diferenciou das demais regiões hidrográficas do ERJ pelo alto nível de suscetibilidade e inúmeros registros de focos de calor. Destaca-se ainda que na RNF a intensificação dos registros de focos de calor foram proporcionais aos períodos de colheita da região Centro – Sul do Brasil, que se estende de maio a outubro (DIAS, 2021), com ápice no mês de agosto e queda a partir de novembro (Figura 27), indicando que o aumento dos registros de focos de calor possui relação com o processo de queima anterior ao período de colheita (RONQUIM, 2010), principalmente em função da cultura socioeconômica do município de Campos dos Goytacazes (SMIDERLE, 2009; CRESPO, 2014), que pressupõe a utilização da queima a fim de eliminar as folhas da cana, tornando a colheita eficiente, rápida e barata, e contribuindo para que cobras e insetos presentes nas plantações sejam afastados, além de aumentar a concentração de cana-de-açúcar, devido a evaporação de parte da água nela contida. Nesta perspectiva, a figura 27 demonstra o progressivo aumento dos valores da mediana ( $Q_2$ ) – compreendida entre os meses de junho a outubro – onde o mês de agosto se destaca, não apenas por concentrar o maior valor de  $Q_2$ , mas pela assimetria negativa e a ausência de outliers. A assimetria negativa indicou que os dados dos focos de calor tendem a se concentrar nos valores mais altos, havendo, neste caso, mais observações acima da média (FÁVERO & BELFIORE, 2017), e a falta de outliers indicam que não há variações abruptas no número de registros mensais, o que implica na associação de queimadas ao processo de colheita da cana-de-açúcar, uma vez que no período de junho a agosto os registros dos focos de calor obtidos se concentram nos canaviais. Gomes & Trindade (2018) enfatizaram que 90% da produção de cana-de-açúcar em Campos dos Goytacazes tem origem nos cinco mil produtores que ainda não utilizam a colheita mecanizada, em função dos elevados custos na aquisição e manutenção do aparato tecnológico. Nesta perspectiva, o município de Campos dos Goytacazes acumula a maior área cultivada de cana-de-açúcar e a maior concentração de focos de calor.

No ano de 2016, os municípios de Campos dos Goytacazes e São Francisco do Itabapoana apresentaram forte correlação entre a queima de biomassa da cana-de-açúcar e a concentração horária de MP<sub>10</sub>. Neste sentido, 2016 foi marcado pela redução na concentração de MP<sub>10</sub> nos meses de janeiro a abril, registrando acréscimo nas concentrações de junho a outubro, e queda nos respectivos meses posteriores (Figura 37), devido ao restabelecimento do período chuvoso, próximo à média climatológica (INMET, 2016). Como consequência do período chuvoso, somente em Campos dos Goytacazes foi projetada uma safra de aproximadamente 700 mil toneladas (COAGRO, 2016), refletindo em menor concentração de MP<sub>10</sub> em janeiro e a maior concentração no mês de julho, um aumento de 693,30%, indicador convergente com a época de moagem do insumo, como demonstra a Tabela 37, que correlaciona os focos de calor com a biomassa da cana-de-açúcar, corroborando com os resultados encontrados por Silva et al. (2010), Gomes (2011), Hall et al. (2012), França (2013), Mollmann Junior (2014), Sornpoon et al. (2014), Rangel et al. (2018), Mugica-Álvarez et al. (2018), que associaram o aumento da emissão de MP<sub>10</sub> à queima de canaviais em diversas regiões do Brasil e do mundo.

Considerando a estação A607, nos anos de 2015 e 2016 predominaram os ventos de NE e ENE, principalmente no período vespertino e madrugada, o que implicou na eficiência de transporte dos poluentes. Entre os meses de janeiro e maio, no período de pré-incêndios em 2015, o surgimento de ventos fracos no período da tarde e a intensificação destes no período noturno, favoreceram a dispersão dos poluentes nas direções supracitadas (NE e ENE). Velocidades superiores a 7,00 m.s<sup>-1</sup> foram registradas com maior frequência nos meses de janeiro: no período vespertino (30,4%), direção ENE (41,47%); e noturno (45,2%), direção NE (48,92%); e fevereiro: durante a madrugada (27,4%), direção NE (41%); uma vez que a proximidade espacial da estação A607 com o oceano Atlântico favorece a formação de brisas marítimas, devido ao aquecimento diferencial entre o continente e o oceano influenciando o transporte de MP<sub>10</sub> para locais distantes das fontes (LYRA et al., 2011; ZERI et al., 2011). Acrescido a este fato, no mês de janeiro de 2015 não foram registradas chuvas nas estações A607 (Campos dos Goytacazes) e Cabiúnas (Macaé), e no mês de fevereiro foram registrados acumulados na ordem de 43,6 mm na estação A607 e 16,8 mm na estação Cabiúnas. A chuva tem um papel importante na diminuição da concentração de poluentes atmosféricos, uma vez que o vapor d'água absorve as partículas suspensas no ar, transferindo-as do ar para o solo através da deposição úmida. Logo o prolongado período de estiagem em janeiro e o baixo acumulado pluviométrico em fevereiro propiciaram o aumento das concentrações de MP<sub>10</sub> (BARROS, 2014; RIBEIRO, 2016; PIMENTEL et al., 2018), diminuindo drasticamente as

concentrações a partir do mês de abril, devido a configuração de episódios de ZCAS no final do mês de março. As rosas de poluição entre janeiro e maio de 2015 (Figura 38) mostram variações na direção das concentrações superiores a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$  em Macaé, como mudanças nas direções dos ventos de oeste (W) para este (E), principalmente no período vespertino, onde o aquecimento da superfície terrestre pela radiação solar incidente provoca máximas variações na densidade e pressão do ar, assim como turbulência em escala local (STULL, 1998), apontando que o padrão de escoamento dos ventos entre janeiro e maio de 2015, tanto na estação A607 quanto na estação de qualidade do ar Cabiúnas, são predominantes na direção NE (Figura 30 e Figura 32), e os poluentes leves obedecem com grande fidelidade aos padrões de ventos locais (EAGLEMEN, 1991). Entre os meses de junho a outubro, a Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) inibe a entrada de frentes, causando inversão térmica e concentração de poluentes nos principais centros urbanos, o que justifica o aumento da concentração de  $\text{MP}_{10}$  nos referidos meses de 2015 (Tabela 34), prevalecendo os ventos de NE no litoral do ERJ (BASTOS & FERREIRA, 2000), e favorecendo a dispersão dos poluentes na direção dos ventos predominantes. De janeiro a maio de 2016, os padrões de direção e velocidade dos ventos apresentaram pouca variação de frequência e intensidade na estação meteorológica de Campos dos Goytacazes e de qualidade do ar em Mc – Cabiúnas (Figura 31 e Figura 33). Contudo, houve declínio nas concentrações horárias de  $\text{MP}_{10}$ , na comparação com o ano de 2015, motivado pela queda, no primeiro trimestre, da detecção de focos de calor na região de estudo, e pela pluviometria acima da média climatológica no mês de janeiro em Campos dos Goytacazes, com acumulado mensal de 191,60 mm, e Macaé, com acumulado mensal de 273,20 mm, seguindo os padrões climatológicos próximos às Normais Climatológicas nos meses subsequentes (INMET, 2016), favorecendo a deposição úmida e melhora nos padrões de qualidade do ar.

A aplicação das cenas do satélite Landsat-8 foi eficiente na identificação e estimativa das áreas queimadas, devido a adoção de sensores Pushbroom, que possuem um menor basculamento do satélite (MENESES & ALMEIDA, 2012), conferindo maior acurácia geométrica para as imagens e a compatibilidade das faixas espectrais com o índice dNBR. O dNBR foi aplicado na identificação da sazonalidade e extensão das cicatrizes de queimadas, concordando com os resultados encontrados por Rosan & Alcântara (2015), Silva & Baptista (2015), Silva (2017) e Santos et al. (2017), no tocante à sua praticidade em identificar grandes áreas queimadas a um baixo custo, uma vez que o estabelecimento de sua magnitude e impactos tendem a ser proibitivos, tanto pela extensão geográfica quanto pelo acesso. A severidade da queima forneceu uma descrição de como a intensidade dos incêndios afetou o ecossistema local,

visto que queimadas com alta severidade refletem na perda e conversão da matéria orgânica acima do solo em cinzas (KEELEY, 2009), condizentes com a prática da colheita manual da cana-de-açúcar. A estimativa métrica da severidade da queima (Tabelas 29 e 30) demonstra o aumento progressivo de áreas com queimadas de alta severidade, processo em desacordo com a lei estadual nº 5990, de 20 de junho de 2011. Salienta-se que os resultados da estimativa métrica da severidade de queimadas demonstram que Campos dos Goytacazes e São Francisco do Itabapoana concentram o maior percentual de áreas com queimadas de alta severidade e são os maiores produtores de cana-de-açúcar do ERJ (EMATER, 2019). Segundo esta perspectiva, Loss et al. (2007) descreveram o norte de Campos dos Goytacazes e São Francisco de Itabapoana como detentores de extensas áreas de Tabuleiros Costeiros, cujas principais classes de solos encontradas e cultivadas de forma intensiva são: áreas de plantio da cana-de-açúcar, áreas de pastagens e a fruticultura, tipologias associadas com a topografia favorável à mecanização agrícola, com relevo plano a suave ondulado e boa drenagem, corroborando com os dados desta pesquisa.

Ressalta-se ainda que os resultados da estimativa de áreas queimadas demonstraram extensas áreas de rebrota em 2015, fato não observado nos anos posteriores. De acordo com a Cooperativa Agroindustrial do Estado do Rio de Janeiro (COAGRO, 2015), os prejuízos para a Agricultura e Pecuária em Campos dos Goytacazes, entre o ano de 2014 e o início de 2015, ultrapassaram os R\$ 200 milhões, com a postergação do início da safra da cana-de-açúcar no mês de julho, ocasionando prejuízos na lucratividade. Neste contexto, os resultados desta pesquisa retrataram a diminuição das áreas de queimadas com alta severidade no ano de 2015, convergente com os dados das áreas de colhida (EMATER, 2015), estimados na ordem de 1546.399,5 de toneladas, referentes a uma redução de 166% em relação ao ano de 2014, cuja safra foi avaliada em 4.114.942,0 toneladas. No ano de 2016, o processo de moagem começou em junho, em função do ano chuvoso e ao déficit mundial de açúcar, o que favoreceu as exportações, aumentando a safra para 2.184.512 de toneladas, o que representou um incremento de 41% na produção do insumo, na comparação com o ano de 2015 (EMATER, 2016), e elevando os registros de focos de calor no mês de julho de 2016, aumentando as áreas de queima com alta severidade (Figura 34).

Quanto ao  $r_s$  de Spearman e seu valor de probabilidade (p-valor), apresentado na tabela 36, conforme Sousa (2019) o fato de existir uma correlação entre duas variáveis na amostra (subconjunto da população), isso não significa necessariamente que haja correlação na população. Assim, para inferir uma correlação entre as populações, torna-se necessário o teste de significância entre as duas variáveis da população, a fim de medir a força da evidência contra

$H_0$ . Neste sentido, em 2015 não houve evidências para se rejeitar  $H_0$  em relação aos focos de calor com origem na biomassa da cana-de-açúcar e o  $MP_{10}$ . Contudo, os resultados apontam correlação entre a proporção dos focos de calor procedentes de pastagens, e o  $MP_{10}$ . Tal fato pode estar associado ao tamanho da amostra (SNYDER & LAWSON, 1993), sobretudo por que de janeiro a março houve aumento no número absoluto de queimadas associadas à biomassa pastagem, conferindo maior probabilidade de um p-valor significativo (ESPÍRITO SANTO & DANIEL, 2017), dado que a queima em pastagens produziu um elevado número de registros de focos de calor. Segundo Kazmierczak (2015), o surgimento dos focos de calor ocorre com maior frequência e intensidade nos períodos de estiagem, intrinsecamente relacionado à redução da umidade ambiental, fato corroborado pelos valores extremos configurados na distribuição dos focos de calor, entre janeiro e março, associados à biomassa pastagem (Figura 35).

## CAPÍTULO 7

### 7. CONCLUSÕES

Em virtude das observações da avaliação Espaço - Temporal dos focos de calor no ERJ, conclui-se que há ascendência de registros a partir do mês de junho, com pico em setembro e queda a partir de novembro, confluyente ao período do inverno e sua intrínseca associação à diminuição da precipitação afetando principalmente as RHs II, III, IV, VII e IX, uma vez que apresentam condições propícias ao surgimento de focos de calor, com exceção dos anos de 2014 e 2015 que devido a prolongada estiagem registou nos meses de janeiro e fevereiro elevado número de focos, não sendo observado este fenômeno no ano de 2016 que foi similar ao comportamento sazonal da série histórica. Neste sentido, a estatística qui-quadrado confirmou a associação entre focos de calor e a suscetibilidade de áreas classificadas como "muito alta", validando a eficácia da escolha dos fatores que potencializam o surgimento dos focos de calor e o uso do método de análise hierárquica (AHP), cuja metodologia desenvolvida tem potencial de ser aplicada em outras áreas do Brasil e do mundo, ou que guardem as mesmas similaridades, podendo auxiliar instituições e órgãos de resposta (órgão ambiental, defesa civil e sistema de saúde) na implementação de ações de contingência, planos e protocolos de combate aos incêndios florestais, favorecendo a adoção e implantação dos ODs no ERJ.

Levando-se em consideração a análise Espaço-Temporal dos focos de calor no RNF entende-se que há ascendência de registros a partir do mês de maio, com pico em agosto e queda a partir de novembro homólogo ao período da colheita da cana-de-açúcar, com exceção do ano de 2015, cuja prolongada estiagem na RNF que impactou a produção da cana-de-açúcar e os padrões de qualidade do ar no município de Macaé nos meses de janeiro, fevereiro e março. Em 2016, ocorreu situação inversa, pois este ano apresentou aumento na produção da cana-de-açúcar e queda nos padrões de qualidade do ar nos meses de junho, julho e agosto. Pela observação dos aspectos analisados interpreta-se que a estimativa de emissão de MP<sub>10</sub> na RNF, obtidos via SR, o regime de ventos predominantes em Campos dos Goytacazes e Macaé reforçam a hipótese do transporte de MP<sub>10</sub>, contudo a direção predominante das maiores concentrações de MP<sub>10</sub> em Macaé na estação Cabiúnas torna inconclusiva a correlação entre queimadas em canaviais e a depreciação da qualidade do ar em Macaé. Neste sentido, somente os dados observados não são suficientes para avaliar mais profundamente o problema em nível regional, uma vez que se mostra a necessidade da reconfiguração e adensamento da rede automatizada de monitoramento da qualidade do ar no ERJ, a fim de que sejam monitorados os

padrões de qualidade do ar na RNF e Serrana, que apresentam extensas áreas destinadas ao cultivo da cana-de-açúcar e unidades de conservação ambiental. Portanto, A utilização de um sistema combinado de monitoramento da qualidade do ar, a partir do uso e aplicação de modelos combinados de simulação numérica: WRF (modelo prognóstico atmosférico), CALMET (modelo diagnóstico atmosférico), CALPUFF (modelo de dispersão de poluentes atmosférica) e o modelo Híbrido de Trajetória Integrada Lagrangeana de Partícula Única HYSPLIT a fim de calcular as trajetórias de parcelas de ar para determinar quão longe e em que direção os poluentes atmosféricos viajam são necessários para avaliação do impacto socioeconômico e ambiental na RNF e demais regiões do ERJ, com possíveis danos em receptores como: corpos d'água, unidades de conservação ambiental, áreas de potencial turístico e ecossistemas florestais

Tendo em vista os aspectos observados conclui-se que os resultados alcançados pela análise Espaço-Temporal dos focos de calor em confluência com a identificação das áreas mais susceptíveis a ocorrência do fenômeno supracitado auxiliam a tomada de decisão sobre o tema de queimadas, com potencial para subsidiar, permitir e facilitar a avaliação, investigação e gestão das queimadas e incêndios florestais em escala local e regional, bem como o seu planejamento e controle por órgãos e instituições públicas: órgão ambiental, secretarias de planejamento e saúde, defesa civil, prefeituras, entre outros, além de identificar a necessidade da reorganização e adensamento da rede de monitoramento da qualidade do ar com objetivo mitigar os danos oriundos do desenvolvimento socioeconômico com ações de prevenção, combate e redução das emissões de poluentes e dos efeitos da degradação do ambiente atmosférico.

## CAPÍTULO 8

### 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALA, T. O. **Análise comparativa dos processos de produção de etanol anidro.** Monografia (Bacharelado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química - UFU, Uberlândia, SP, 2017.

ABEDI GHESHLAGHI, H., FEIZIZADEH, B., BLASCHKE, T., LAKES, T., & TAJBAR, S. (2021). Forest fire susceptibility modeling using hybrid approaches. **Transactions in GIS**, 25(1), 311–333

ABDO, H. G., ALMOHAMAD, H., AL DUGHAIRI, A. A., & AL-MUTIRY, M. (2022). GIS-based frequency ratio and analytic hierarchy process for forest fire susceptibility mapping in the western region of Syria. **Sustainability**, 14(8), 4668.

ACRECHE, M. M., PORTOCARRERO, R., VERA, J. C., DANERT, C., & VALEIRO, A. H. (2014). Greenhouse gas emissions from green-harvested sugarcane with and without post-harvest burning in Tucumán, Argentina. **Sugar Tech**, 16(2), 195-199.

ADAB, H.; KANNIAH, K. D.; SOLAIMANI, K. Modeling forest fire risk in the northeast of Iran using remote sensing and GIS techniques. **Natural hazards**, v. 65, n. 3, p. 1723-1743, 2013.

AGER, A. A., EVERS, C. R., DAY, M. A., ALCASENA, F. J., & HOUTMAN, R. (2021). Planning for future fire: Scenario analysis of an accelerated fuel reduction plan for the western United States. **Landscape and Urban Planning**, 215, 104212.

AGUIAR, D. A., RUDORFF, B. F. T., SILVA, W. F., ADAMI, M., & MELLO, M. P. (2011). Remote sensing images in support of environmental protocol: Monitoring the sugarcane harvest in São Paulo State, Brazil. **Remote Sensing**, 3(12), 2682-2703.

ALEMAYEHU, D., & LANTINGA, E. (2018). Effect of pre-harvest cane burning on human health, soil quality and rate of cane weight loss in ethiopian sugarcane plantations. **Adv Crop Sci Tech**, 6(396), 2.

ALENCAR, D. J. P., BORGES, F. D. S. S., CAVALCANTE, F. P., BRILHANTE, F. D. F., PORTELA, J. G., COSTA, L. F. L. D. & RODRIGUES, R. D. Á. (2021). Ocorrência de focos de calor em anos extremos de El Niño no município do Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil. *Políticas Públicas, Educação e Diversidade: Uma compreensão científica do Real-Volume 2*, 2(1), 323-336.

ALEXAKI, N., VAN DEN HOF, M., & JOL, K. (2019). From burning to buying: Creating a circular production chain out of left-over crop residue from Indian farm land. **Netherlands Enterprise Agency**, Utrecht, 1-30.

ALLEN, J. L., & SORBEL, B. (2008). Assessing the differenced Normalized Burn Ratio's ability to map burn severity in the boreal forest and tundra ecosystems of Alaska's national parks. **International Journal of Wildland Fire**, 17(4), 463-475.

ALMEIDA, T.S.D., SANT'ANA, M.O., CRUZ, J.M., TORMEN, L., CURTIU, A.J., ALVES, J.D.P.H., GARCIA, C.A.B., SANTOS, P.A., & ARAUJO, R.G. (2013). Optimization method for sequential determination of Cu and Fe in airborne particulate matter collected on glass fiber filters by slurry sampling FAAS. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 24, 700-706.

ALONSO, M. F.; CARVALHO, J. C.; SOUZA, L. P. **Modelagem Numérica da Qualidade do Ar: Revisão de Conceitos e Aplicação no Estado do Rio Grande do Sul**. Pelotas - RS: **Clube dos Autores**, 2017. 263 p.

ALTSHULER, S.L., ZHANG, Q., KLEINMAN, M.T., GARCIA-MENENDEZ, F., MOORE, C.T., HOUGH, M.L., STEVENSON, E.D., CHOW, J.C., JAFFE, D.A., & WATSON, J. G. (2020). Wildfire and prescribed burning impacts on air quality in the United States. **Journal of the Air & Waste Management Association**, 70(10), 961-970.

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. D. M., & SPAROVEK, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, 22(6), 711-728.

ANDRADE, C. F., DUARTE, J. B., BARBOSA, M. L. F., DE ANDRADE, M. D., DE OLIVEIRA, R. O., DELGADO, R. C., PEREIRA, M. G., BATISTA, T. S., & TEODORO, P. E. (2019). Fire outbreaks in extreme climate years in the State of Rio de Janeiro, Brazil. **Land Degradation & Development**, 30(11), 1379– 1389. h

ANDRÉ, R.; MARQUES, V.; PINHEIRO, F.; FERRAUDO, A. Identificação de regiões pluviometricamente homogêneas no estado do Rio de Janeiro, utilizando-se valores mensais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v.23, n.4, p. 501–509, 2008.

ANDREAE, M. O.; MERLET, P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 15, n. 4, p. 955 – 966, 2001.

ANDREAE, M.O. (1991). Biomass burning-Its history, use, and distribution and its impact on environmental quality and global climate. **In Global biomass burning-Atmospheric, climatic, and biospheric implications**. MIT, MA, pp 3–21.

ANDREAE, M.O., & MERLET, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. **Global biogeochemical cycles**, 15(4), 955-966.

ANDREAE, M.O., ATLAS, E., CACHIER, H., COFER III, W.R., HARRIS, G.W., HELAS, G., KOPPMANN, R., LACAUX, J.P., & WARD, D.E. (1998). Trace gas and aerosol emissions from savanna fires. In 'Biomass burning and global change: Remote sensing, modelling and inventory development and biomass burning in Africa'. (Ed. JS Levine) pp. 278–295.

ARAGÃO, L. E. O., MALHI, Y., ROMAN-CUESTA, R. M., SAATCHI, S., ANDERSON, L. O., & SHIMABUKURO, Y. E. (2007). Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, 34(7), 1–5

ARAÚJO, W. F., COSTA, S. A. A., & DOS SANTOS, A. E. (2007). Comparação entre métodos de estimativa da evapotranspiração de referência (ET<sub>o</sub>) para Boa Vista, RR. **Revista Caatinga**, 20(4), 84–88

ARBEX, M. A., PEREIRA, L. A. A., CARVALHO-OLIVEIRA, R., DO NASCIMENTO SALDIVA, P. H., & BRAGA, A. L. F. (2014). The effect of air pollution on pneumonia-related emergency department visits in a region of extensive sugar cane plantations: a 30-month time-series study. **J Epidemiol Community Health**, 68(7), 669-674.

ARBEX, M.A., BÖHM, G.M., SALDIVA, P.H., CONCEIÇÃO, G.M., III, A.C.P., & BRAGA, A.L. (2000). Assessment of the effects of sugar cane plantation burning on daily counts of inhalation therapy. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50(10), 1745-1749.

ARBEX, M.A., MARTINS, L.C., DE OLIVEIRA, R.C., PEREIRA, L.A.A., ARBEX, F.F., CANÇADO, J.E.D., SALDIVA, P.N., & BRAGA, A.L.F. (2007). Air pollution from biomass burning and asthma hospital admissions in a sugar cane plantation area in Brazil. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 61(5), 395-400.

AXIMOFF, I., NUNES-FREITAS, A. F., & BRAGA, J. M. A. (2016). Post-fire natural regeneration of high altitude grasslands in the Itatiaia National Park, southeast of Brazil. **Oecologia Australis**, 20(2).

BAARS, H., A. ANSMANN, K. OHNEISER, M. HAARIG, R. ENGELMANN, D. ALTHAUSEN, I. HANSEN, M. GAUSA, A. PIETRUCZUK, A. SZKOP, I. S. STACHLEWSKA, D. WANG, J. REICHARDT, A. SKUPIN, I. MATTIS, T. TRICKL, H. VOGELMANN, F. NAVAS-GUZMÁN, A. HAEFELE, K. ACHESON, A. A. RUTH, B. TATAROV, D. MÜLLER, Q. HU, T. PODVIN, P. GOLOUB, I. VESELOVSKII, C. PIETRAS, M. HAEFFELIN, P. FRÉVILLE, M. SICARD, A. COMERÓN, A. J. FERNÁNDEZ GARCÍA, F. MOLERO MENÉNDEZ, C. CÓRDOBA-JABONERO, J. L. GUERRERO-RASCADO, L. ALADOS-ARBOLEDAS, D. BORTOLI, M. J. COSTA, D. DIONISI, G. L. LIBERTI, X. WANG, A. SANNINO, N. PAPAGIANNPOULOS, A. BOSELLI, L. MONA, G. D'AMICO, S. ROMANO, M. R. PERRONE, L. BELEGANTE, D. NICOLAE, I. GRIGOROV, A. GIALITAKI, V. AMIRIDIS, O. SOUPIONA, A. PAPAYANNIS, R. E. MAMOURI, A. NISANTZI, B. HEESE, J. HOFER, Y. Y.

SCHECHNER, U. WANDINGER, AND G. PAPPALARDO. (2019). The unprecedented 2017–2018 stratospheric smoke event: decay phase and aerosol properties observed with the EARLINET. **Atmos. Chem. Phys.** 19 (23):15183-15198.

BACANI, V. M. Geoprocessing Applied to Risk Assessment of Forest Fires in the Municipality of Bodoquena, MS - Brasil. **Revista Árvore**, v. 40, n. 6, p.1003-1011, 2016.

BADIA, A., PALLARES-BARBERA, M., VALLDEPERAS, N., & GISBERT, M. (2019). Wildfires in the wildland-urban interface in Catalonia: Vulnerability analysis based on land use and land cover change. **Science of the Total Environment**, 673, 184–196.

BALOLOY, A. B., BLANCO, A. C., GANA, B. S., ANA, R. S., & OLALIA, L. C. (2016). Landsat-based detection and severity analysis of burned sugarcane plots in Tarlac, Philippines using differenced normalized burn ratio (dNBR). **The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, 42, 173.

BARROS, L. (2014). **Avaliação da relação entre parâmetros meteorológicos e concentrações de material particulado inalável (MP10) no campus da UFSC**. 2014. 88 f. TCC (Graduação)-Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BARRY, G.; CHORLEY, J. **Atmosfera, Tempo e Clima**. 9. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 512 p.

BASTOS, C. C., & FERREIRA, N. J. (2000). **Análise climatológica da alta subtropical do Atlântico Sul**. *CEP*, 12220(110), 973-990.

BEHLING, H., JANTZ, N., & SAFORD, H. D. (2020). Mid-and late Holocene vegetation, climate and fire dynamics in the Serra do Itatiaia, Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology**, 274, 104152.

BENNETT, G. (2019). Lawsuit seeks end to sugar cane burning in the Glades. Palm Beach Post. June 5, 2019. <https://www.palmbeachpost.com/news/20190604/lawsuit-seeks-end-to-sugar-cane-burning-in-glades>. Accessed 2 June 2020.

BERGONSE, R., OLIVEIRA, S., GONÇALVES, A., NUNES, S., DACAMARA, C., & ZÊZERE, J. L. (2021). Predicting burnt areas during the summer season in Portugal by combining wildfire susceptibility and spring meteorological conditions. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, 12(1), 1039-1057.

BITAR, O. Y. (2014). **Cartas de suscetibilidade a movimentos gravitacionais de massa e inundações -1: 25.000: nota técnica explicativa**. IPT; CPRM.

BITTENCOURT, D. Z., BAZZAN, T., & LAHM, R. A. (2014). Análise temporal e espacial dos focos de calor no município de São Francisco de Paula, RS, no período entre 2003 e 2012. **Caderno de Estudos Geoambientais-CADEGEO**, 4(1).

BLACK, R.R., MEYER, C.P., YATES, A., VAN ZWIETEN, L., CHITTIM, B.G., GAUS, C., & MUELLER, J.F. (2012). Release of native and mass labelled PCDD/PCDF from soil heated to simulate bushfires. **Environmental pollution**, 166, 10-16.

BORCHERS ARRIAGADA, N., PALMER, A.J., BOWMAN, D.M., MORGAN, G.G., JALALUDIN, B.B., & JOHNSTON, F.H. (2020). Unprecedented smoke-related health burden associated with the 2019–20 bushfires in eastern Australia. **Medical Journal of Australia**, 213(6), 282-283.

BORDONAL, R. O., DE FIGUEIREDO, E. B., AGUIAR, D. A., ADAMI, M., RUDORFF, B. F. T., & LA SCALA, N. (2013). Greenhouse gas mitigation potential from green harvested sugarcane scenarios in São Paulo State, Brazil. *biomass and bioenergy*, 59, 195-207.

Bowman, D.M., & Johnston, F.H. (2005). **Wildfire smoke, fire management, and human health**. *EcoHealth*, 2(1), 76-80.

BRAGA, H. A., & MOLION, L. C. B. (2018). A Seca de 2013/2014 na Região Sudeste do Brasil. **Anuário do Instituto de Geociências**, 41(1), 100–107

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria da Qualidade Ambiental. **Qualidade do Ar**. 1992. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar.html>>. Acesso em: 15 maio 2019.

BRITO, T. T. **Regiões homogêneas de precipitação e caracterização de períodos secos e úmidos no estado do Rio de Janeiro**. 2014. 89f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biosistemas da Universidade Federal Fluminense (UFF), Niterói, 2014.

BOWMAN, D. M., KOLDEN, C. A., ABATZOGLOU, J. T., JOHNSTON, F. H., VAN DER WERF, G. R., & FLANNIGAN, M. (2020). Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, 1(10), 500–515.

BYTNEROWICZ, A., HSU, Y.M., PERCY, K., LEGGE, A., FENN, M.E., SCHILLING, S., FRĄCZEK, W., & ALEXANDER, D. (2016). Ground-level air pollution changes during a boreal wildland mega-fire. **Science of the Total Environment**, 572, 755-769.

CAMARGO, L. S. **O uso do sensoriamento remoto no mapeamento de áreas suscetíveis a escorregamento no município de Angra dos Reis através do método AHP**. Monografia (Bacharelado em Engenharia Cartográfica) - Programa de Engenharia Cartográfica – UERJ, Rio de Janeiro, RJ, 2015.

CANÇADO, J.E., SALDIVA, P.H., PEREIRA, L.A., LARA, L.B., ARTAXO, P., MARTINELLI, L.A., ARBEX, M.A., ZANOBETTI, A., & BRAGA, A.L. (2006). The impact of sugar cane–burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. *Environmental health perspectives*, 114(5), 725-729.

CARDIL, A., MOLA-YUDEGO, B., BLÁZQUEZ-CASADO, Á., & GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R. (2019). Fire and burn severity assessment: Calibration of Relative Differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR) with field data. **Journal of environmental management**, 235, 342-349.

CASTRO, J. D. S., COSTA, L. S., BARBOSA, G. R., ASSEMANY, P. P., & CALIJURI, M. L. (2015). Utilização de SIG e análise multicritério para seleção de áreas com potencial para a construção de universidades e loteamentos universitários. **Boletim De Ciências Geodésicas**, 21, 652–657

CASTRO, H. A.; RIBEIRO, P. C. Estudo sobre o impacto das queimadas no setor de cana-de-açúcar na saúde respiratória de escolares/alunos do município de Campos dos Goytacazes, no estado do Rio de Janeiro. **Connection Line: Revista Eletrônica do UNIVAG**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 16, p.14-30, 2017.

CAÚLA, R. H. **Tendências dos focos de calor obtidos por satélites meteorológicos e a sua relação com o uso e ocupação do solo no estado do Rio de Janeiro**. Monografia (Bacharelado em Engenharia Florestal) - Programa de Engenharia Florestal, UFRRJ, Seropédica, RJ, 2014.

CEPEDEC. Centro de Estudos e Pesquisas em Defesa Civil. (2019). Mapa de Suscetibilidade à ocorrência de Focos de Calor no Estado do Rio de Janeiro (ERJ). 61f. Disponível em: <http://www.defesacivil.rj.gov.br/images/sedec-arquivos/Mapa-de-suscetibilidade--ocorrncia-de-focos-de-calor-no-Estado-do-Rio-de-Janeiro.pdf>. Acesso em: 02 nov. 2021.

CERDÀ, A. (2020). The Role of fire in achieving the sustainable development goals of the United Nations. *Multidisciplinary Digital Publishing Institute Proceedings*, 30(1), 65

CHAN, K.L. (2017). Biomass burning sources and their contributions to the local air quality in Hong Kong. *Science of the Total Environment*, 596, 212-221.

CHANDLER, S. E. (1982). **The effects of severe weather conditions on the incidence of fires in dwellings**. *Fire Safety Journal*, 5(1), 21–27

CHATFIELD, R.B., VASTANO, J.A., SINGH, H.B., & SACHSE, G. (1996). A general model of how fire emissions and chemistry produce African/oceanic plumes (O<sub>3</sub>, CO, PAN, smoke) in TRACE A. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 101(D19), 24279-24306.

CHARRE, J. (1995). *Statistique et territoire*. GIP Reclus. ISBN2-86912-060-2

CHEN, J., LI, C., RISTOVSKI, Z., MILIC, A., GU, Y., ISLAM, M.S., WANG, S., HAO, J., ZHANG, H., HE, C., GUO, H., FU, H., MILJEVIC, B., MORAWSKA, L., THAI, P., LAM, Y. F., PEREIRA, G., DING, A., HUANG, X., & DUMKA, U.C. (2017). A review of biomass burning: Emissions and impacts on air quality, health and climate in China. *Science of the Total Environment*, 579, 1000-1034.

CHUVIECO, E.; CONGALTON, R. G. Application of remote sensing and geographic information systems to forest fire hazard mapping. **Remote Sensing of Environment**, v. 29, n. 2, p.147-159, 1989.

CISNEROS, R., SCHWEIZER, D., ZHONG, S., HAMMOND, K., PEREZ, M.A., GUO, Q., TRAINA, S., BYTNEROWICZ, A., & BENNETT, D.H. (2012). Analysing the effects of the 2002 McNally fire on air quality in the San Joaquin Valley and southern Sierra Nevada, California. **International Journal of Wildland Fire**, 21(8), 1065-1075.

COELHO, C. A., DE OLIVEIRA, C. P., AMBRIZZI, T., REBOITA, M. S., CARPENEDO, C. B., CAMPOS, J. L. P. S., TOMAZIELLO, A. C. N., PAMPUCH, L. A., CUSTÓDIO, M. S., DUTRA, L. M. M., DA ROCHA, R. P., & REHBEIN, A. (2016). The 2014 southeast Brazil austral summer drought: Regional scale mechanisms and teleconnections. **Climate Dynamics**, 46(11), 3737–3752

COELHO, L., & BRITO, J. N. (2007). **Fotogrametria digital** (Vol. 181). EdUERJ.

COHEN, A.J., BRAUER, M., BURNETT, R., ANDERSON, H.R., FROSTAD, J., ESTEP, K., BALAKRISHNAN, K., BRUNEKREEF, B., DANDONA, L., DANDONA, R., FEIGIN, V., FREEDMAN, G., HUBBELL, B., JOBLING, A., KAN, H., KNIBBS, L., LIU, Y., MARTIN, R., MORAWSKA, L., POPE III, C.A., SHIN, H., STRAIF, K., SHADDICK, G., THOMAS, M., DINGENEN, R., DONKELAAR, A., VOS, T., MURRAY DPHIL, C.J.L., & FOROUZANFAR, M.H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389(10082), 1907-1918.

CONAB. COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento de safra brasileira** - Cana-de-açúcar: Primeiro levantamento, Maio de 2019 – safra 2019/2090. Brasília: Companhia Nacional de Abastecimento. 2018. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana/boletim-da-safra-de-cana-de-acucar>. Acesso em: 02 de Julho. 2019.

CONCEIÇÃO, G.M., MIRAGLIA, S.G., KISHI, H.S., SALDIVA, P.H., & SINGER, J.M. (2001). Air pollution and child mortality: a time-series study in São Paulo, Brazil. *Environmental Health Perspectives*, 109(suppl 3), 347-350.

COOK, P.A., SAVAGE, N.H., TURQUETY, S., CARVER, G.D., O'CONNOR, F.M., HECKEL, A., STEWART, D., WHALLEY, L.K., PARKER, A.E., SCHLAGER, H., SINGH, H.B., AVERY, M.A., SACHSE, G.W., BRUNE, W., RICHTER, A., BURROWS, J.P., PURVIS, R., LEWIS, A.C., REEVES, C.E., MONKS, P.S., LEVINE, J.G., & PYLE, J. A. (2007). Forest fire plumes over the North Atlantic: p-TOMCAT model simulations with aircraft and satellite measurements from the ITOP/ICARTT campaign. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 112(D10).

CORCORAN, J., HIGGS, G., ROHDE, D., & CHHETRI, P. (2011). **Investigating the association between weather conditions, calendar events and socio-economic patterns with trends in fire incidence: An Australian case study**. *Journal of Geographical Systems*, 13(2), 193–226

CORDEIRO, N. K., CARDOSO, K. P. S., DA MATA, T. C., DE ARAÚJO BARBOSA, J., & GONÇALVES JR, A. C. (2020). Gestão de resíduos agrícolas como forma de redução dos impactos ambientais. **Revista de Ciências Ambientais**, 14(2), 23-34.

CORTINOVIS, C., D'AMATO, A. W., ABATZOGLOU, J. T., KOLDEN, C. A., LUTZ, J. A., & WILLIAMS, A. P. (2021). Increasing wildfire and declining forest productivity across western US forests. *Environmental Research Letters*, 16(1), 014010.

COSTA, G. A., FIRMINO, C. T., & PIROVANI, D. B. (2017). Análise da aplicação do sensoriamento remoto na detecção de focos de calor. XXI Encontro Latino-Americano de Iniciação Científica, XVII Encontro Latino-Americano de Pós-Graduação e VII Encontro de Iniciação à Docência—Universidade do Vale do Paraíba, São José dos campos.

COTTLE, P., STRAWBRIDGE, K., & MCKENDRY, I. (2014). Long-range transport of Siberian wildfire smoke to British Columbia: Lidar observations and air quality impacts. **Atmospheric environment**, 90, 71-77.

CRESPO, E. **Audiência Pública “A crise do setor canavieiro Fluminense”**. Campos dos Goytacazes: ASFLUCAN, 2014. 12 p.

CRISTALE, J., SILVA, F.S., ZOCCOLO, G.J., & MARCHI, M.R.R. (2012). Influence of sugarcane burning on indoor/outdoor PAH air pollution in Brazil. **Environmental pollution**, 169, 210-216.

CRONEMBERGER, F. M., VICENS, R. S., BASTOS, J. S., FEVRIER, P. V. R., & BARROSO, G. M. (2011). Mapeamento Bioclimático do estado do Rio de Janeiro. INPE, Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Curitiba, Paraná, 5745–5752

CROWE, J., WESSELING, C., SOLANO, B.R., UMAÑA, M.P., RAMÍREZ, A.R., KJELLSTROM, T., MORALES, D., & NILSSON, M. (2013). Heat exposure in sugarcane harvesters in Costa Rica. *American journal of industrial medicine*, 56(10), 1157-1164.

CRUTZEN, P.J., & ANDREAE, M.O. (1990). Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *science*, 250(4988), 1669-1678.

CUCHIARA, G.C., RAPPENGLÜCK, B., RUBIO, M.A., LISSI, E., GRAMSCH, E., & GARREAUD, R.D. (2017). Modeling study of biomass burning plumes and their impact on urban air quality; a case study of Santiago de Chile. *Atmospheric Environment*, 166, 79-91.

D.J., MONTZKA, D.D., HOLLOWAY, J., WEIBRING, P., FLOCKE, F., ZHENG, W., TOOHEY, D., WENNBERG, P.O., WIEDINMYER, C., MAULDIN, L., FRIED, A., RICHTER, D., WALEGA, J., JIMENEZ, J.L., ADACHI, K., BUSECK, P.R., HALL, S.R., & SHETTER, R. (2009). Emissions from biomass burning in the Yucatan. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 9(15), 5785-5812.

DANTAS, M. E., SHINZATO, E., BRANDÃO, R. D. L., FREITAS, L. C. B., & TEIXEIRA, W. G. (2014). **Origem das paisagens**. Embrapa Solos-Capítulo em livro científico (*ALICE*).

DAVIS, E. G., & NAGHETTINI, M. C. (2000). **Estudo de chuvas intensas no estado do Rio de Janeiro** (2nd ed.). Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM

DE ARAUJO, J. M., & DO ROSÁRIO, N. M. É. (2020). Poluição atmosférica associada ao material particulado no estado de São Paulo: análise baseada em dados de satélite. **Brazilian Journal of Environmental Sciences** (Online), 55(1), 32-47.

DE FARIA, B. L., BRANDO, P. M., MACEDO, M. N., PANDAY, P. K., SOARES-FILHO, B. S., & COE, M. T. (2017). Current and future patterns of fire-induced forest degradation in Amazonia. **Environmental Research Letters**, 12(9), 095005.

DE JESÚS FIGUEROA, J., MUGICA, V., MILLÁN, F., SANTIAGO, N., TORRES, M., & HERNÁNDEZ, F. (2016). Impact on the air quality in Córdoba México by sugar cane burning. In EGU General Assembly Conference Abstracts (pp. EPSC2016-11428).

DE MELO, T. T., & DE SOUSA ARAÚJO, R. (2014). Processo urbano e ocupação espontânea: Campos dos Goytacazes. **Humanas Sociais & Aplicadas**, 4(9).

DE OLIVEIRA ALVES, N., DE SOUZA HACON, S., DE OLIVEIRA GALVÃO, M.F., PEIXOTOC, M.S., ARTAXO, P., DE CASTRO VASCONCELLOS, P., & DE MEDEIROS, S.R.B. (2014). Genetic damage of organic matter in the Brazilian Amazon: A comparative study between intense and moderate biomass burning. **Environmental Research**, 130, 51-58.

DE OLIVEIRA GALVAO, M.F., DE OLIVEIRA ALVES, N., FERREIRA, P.A., CAUMO, S., DE CASTRO VASCONCELLOS, P., ARTAXO, P., HACON, S.S., ROUBICEK, D.A., & DE MEDEIROS, S.R.B. (2018). Biomass burning particles in the Brazilian Amazon region: Mutagenic effects of nitro and oxy-PAHs and assessment of health risks. **Environmental Pollution**, 233, 960-970.

DEBELL, L.J., TALBOT, R.W., DIBB, J.E., MUNGER, J.W., FISCHER, E.V., & FROLKING, S.E. (2004). A major regional air pollution event in the northeastern United States caused by extensive forest fires in Quebec, Canada. *J. Geophys. Res.-Atmos.* 109 (D19).

DEUS, A. E. D. (2010). Estudo da variabilidade do regime de ventos do litoral Norte do Estado do Rio de Janeiro. **Vértices**, 11(1), 139-140.

DERECZYNSKI, C. P., OLIVEIRA, J. S. D., & MACHADO, C. O. (2009). Climatologia da precipitação no município do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira De Meteorologia**, 24(1), 24–38.

DI VIRGILIO, G., HART, M.A., MAHARAJ, A.M., & JIANG, N. (2021). Air quality impacts of the 2019–2020 Black Summer wildfires on Australian schools. **Atmospheric Environment**, 261, 118450.

DIAS, F. M. F. (2021). Alguns elementos sobre a cadeia produtiva da cana-de-açúcar no Brasil. **Geosul**, 36(79), 116-142.

DICKMAN, C. R. (2021). Ecological consequences of Australia’s “Black Summer” bushfires: Managing for recovery. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17(6), 1162–1167. h

DOMINICI, F., PENG, R.D., BARR, C.D., & BELL, M.L. (2010). Protecting human health from air pollution: shifting from a single-pollutant to a multi-pollutant approach. **Epidemiology** (Cambridge, Mass.), 21(2), 187.

DONNELLY, A.A., BRODERICK, B.M., & MISSTEAR, B.D. (2015). The effect of long-range air mass transport pathways on PM10 and NO2 concentrations at urban and rural background sites in Ireland: Quantification using clustering techniques. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A, 50(7), 647-658.

DU, C., KULAY, L., CAVALETT, O., DIAS, L., & FREIRE, F. (2018). Life cycle assessment addressing health effects of particulate matter of mechanical versus manual sugarcane harvesting in Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 23(4), 787-799.

DUMKA, U.C., TIWARI, S., KASKAOUTIS, D.G., SONI, V.K., SAFAI, P.D., & ATTRI, S.D. (2019). Aerosol and pollutant characteristics in Delhi during a winter research campaign. **Environmental Science and Pollution Research**, 26(4), 3771-3794.

EAGLEMEN, J. **Air Pollution Meteorology**. Lenexa: Trimedia Publishing Company, 1991. 255 p.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred Long Range Transport Model and Other Revisions: Final Rule, Part III. Research Triangle Park, NC: U.S. **Environmental Protection Agency, Federal Register/Rules and Regulations**, v. 68, n. 72, 2003.

ESLAMI, R., AZARNOUSH, M., KIALASHKI, A., & KAZEMZADEH, F. (2021). GIS-based forest fire susceptibility assessment by random forest, artificial neural network and logistic regression methods. **Journal of Tropical Forest Science**, 33(2), 173-184.

ESPÍRITO SANTO, H., & DANIEL, F. (2017). Calcular E Apresentar Tamanhos Do Efeito EM Trabalhos Científicos (1): As Limitações Do  $P < 0,05$  Na Análise De Diferenças De Médias De Dois Grupos (Calculating and Reporting Effect Sizes on Scientific Papers (1):  $P < 0.05$  Limitations in the Analysis of Mean Differences of Two Groups). **Revista Portuguesa de Investigação Comportamental e Social**, 1(1), 3-16.

FANN, N., ALMAN, B., BROOME, R.A., MORGAN, G.G., JOHNSTON, F.H., POULIOT, G., & RAPPOLD, A.G. (2018). The health impacts and economic value of wildland fire episodes in the US: 2008–2012. **Science of the total environment**, 610, 802-809.

FÁVERO, L. P., & BELFIORE, P. (2017). Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com Excel®, SPSS® e Stata®. Elsevier Brasil.

FENG, X., FU, T. M., CAO, H., TIAN, H., FAN, Q., & CHEN, X. (2019). Neural network predictions of pollutant emissions from open burning of crop residues: Application to air quality forecasts in southern China. **Atmospheric Environment**, 204, 22-31.

FERNANDES, M. C.; COURA, P. H. F.; SOUZA, G. M.; AVELAR, A. S. Avaliação Geoecológica de Suscetibilidade à Ocorrência de Incêndios no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 3, p.299-309, 2011.

FERNANDES, K., VERCHOT, L., BAETHGEN, W., GUTIERREZ-VELEZ, V., PINEDO-VASQUEZ, M., & MARTIUS, C. (2017). Heightened fire probability in Indonesia in non-

drought conditions: the effect of increasing temperatures. **Environmental Research Letters**, 12(5), 054002.

FERRAZ, S.F.B. & VETTORAZZI, C. A. 1998. Mapeamento de Risco de Incêndio Florestais por meio de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), SP – Brasil. **Scientia Florestalis**, n. 53, p. 39 – 48, 1998.

FERREIRA, M. C. (2017). **Iniciação à análise geoespacial: Teoria, técnicas e exemplos para geoprocessamento** (1st ed.). UNESP Digital.

FERREIRA, A. D.; RAMOS, E. M.C.; TREVISAN, I. B.; LEITE, M. R.; PROENÇA, M.; CARVALHO-JUNIOR, L. C. S.; TOLEDO, A. C.; RAMOS, D. Função pulmonar e depuração mucociliar nasal de cortadores de cana-de-açúcar brasileiros expostos à queima de biomassa. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 43, p.1-6, 2018.

FERREIRA, J. C., & PATINO, C. M. (2015). O que realmente significa o valor-p?. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, 41, 485-485.

FIGUEIREDO FILHO, D. B., & SILVA JÚNIOR, J. A. (2009). Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, 18(1), 115-146.

FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R.; ROMÃO, R.; LA SCALA JR, N. Research Greenhouse gas emission associated with sugar production in southern Brazil, **Carbon Balance and Management**, v. 5, n. 1, p. 1- 7, 2010.

FICK, S. E., & HIJMANS, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, 37(12), 4302–4315

FITZPATRICK, E.M., ROSS, A.B., BATES, J., ANDREWS, G., JONES, J.M., PHYLAKTOU, H., POURKASHANIAN, M., & WILLIAMS, A. (2007). Emission of oxygenated species from the combustion of pine wood and its relation to soot formation. **Process safety and environmental protection**, 85(5), 430-440.

FLORES-JIMÉNEZ, D. E., CARBAJAL, N., ALGARA-SILLER, M., AGUILAR-RIVERA, N., ÁLVAREZ-FUENTES, G., ÁVILA-GALARZA, A., & GARCÍA, A. R. (2019). Atmospheric dispersion of methane emissions from sugarcane burning in Mexico. **Environmental Pollution**, 250, 922-933.

FRANÇA, D. A. **Emissões Associadas à Queima da Palha da Cana-de-açúcar no Estado de São Paulo e seus Impactos na Qualidade do Ar**. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Departamento de Sensoriamento Remoto – INPE, São José dos Campos, SP, 2013.

FRANÇA, D., LONGO, K., RUDORFF, B., AGUIAR, D., FREITAS, S., STOCKLER, R., & PEREIRA, G. (2014). Pre-harvest sugarcane burning emission inventories based on remote sensing data in the state of São Paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**, 99, 446-456.

FRANCISCO, Q. S. **A agroindústria canavieira de Campos - RJ e os royalties do petróleo a partir da percepção dos atores**. Dissertação (Mestrado em Sociologia) - Programa de Sociologia, UENF, Campos dos Goytacazes, RJ, 2009.

FREITAS, S.R., LONGO, K.M., CHATFIELD, R., LATHAM, D., SILVA DIAS, M.A.F., ANDREAE, M.O., PRINS, E., SANTOS, J.C., GIELOW, R., & CARVALHO JR, J.A. (2007). Including the sub-grid scale plume rise of vegetation fires in low resolution atmospheric transport models. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 7(13), 3385-3398.

FREITAS, W. K., GOIS, G., PEREIRA, E. R., JR., JUNIOR, J. O., MAGALHÃES, L. M. S., BRASIL, F. C., & SOBRAL, B. S. (2020). Influence of fire foci on forest cover in the Atlantic Forest in Rio de Janeiro, Brazil. **Ecological Indicators**, 115, 106340

FROMM, M., BEVILACQUA, R., SERVIRANCKX, R., ROSEN, J., THAYER, J.P., HERMAN, J., & LARKO, D. (2005). Pyro-cumulonimbus injection of smoke to the stratosphere: Observations and impact of a super blowup in northwestern Canada on 3–4 August 1998. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 110(D8).

GALDOS, M.; CAVALETT, O.; SEABRA, J. E. A.; NOGUEIRA, L. A. H.; BONOMI, A. Trends in global warming and human health impacts related to Brazilian sugarcane ethanol production considering black carbon emissions. **Applied Energy**, v. 104, p.576-582, 2013.

GAMA, E. S. S. **Zoneamento ambiental do município de Campos dos Goytacazes-RJ**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Geografia, UFF, Campos dos Goytacazes, RJ, 2016.

GANTEAUME, A., CAMIA, A., JAPPIOT, M., SAN-MIGUEL-AYANZ, J., LONG-FOURNEL, M., & LAMPIN, C. (2013). A review of the main driving factors of forest fire ignition over Europe. **Environmental Management**, 51(3), 651–662.

GARCIA, R. F.; SILVA, L. S. Avaliação do Corte Manual e Mecanizado de Cana-de-Açúcar em Campos dos Goytacazes, RJ. **Revista Engenharia na Agricultura - Reveng**, v. 18, n. 3, p.234-240, 2010.

GATEBE, C.K., VARNAI, T., POUDYAL, R., ICHOKU, C., & KING, M.D. (2012). Taking the pulse of pyrocumulus clouds. **Atmospheric environment**, 52, 121-130.

GERMAN, L. A., HEPINSTALL-CYMERMAN, J., BIGGS, T., PARKER, L., & SALINAS, M. (2020). The environmental effects of sugarcane expansion: a case study of changes in land and water use in southern Africa. **Applied Geography**, 121, 102240.

GHOLINEJAD, S., & KHESALI, E. (2021). An automatic procedure for generating burn severity maps from the satellite images-derived spectral indices. **International Journal of Digital Earth**, 14(11), 1659-1673.

GHORBANZADEH, O., ROSTAMZADEH, H., BLASCHKE, T., GHOLAMINIA, K., & ARYAL, J. (2018). A new GIS-based data mining technique using an adaptive neuro-fuzzy inference system (ANFIS) and k-fold cross-validation approach for land subsidence susceptibility mapping. **Natural Hazards**, 94(2), 497–517.

GIRÃO, Í. R. F., RABELO, D. R., & ZANELLA, M. E. (2018). Análise teórica dos conceitos: riscos socioambientais, vulnerabilidade e suscetibilidade. **Revista de Geociências do Nordeste**, 4, 71-83.

GOIS, G. D., FREITAS, W. K. D., & OLIVEIRA JÚNIOR, J. F. D. (2020). Spatial-temporal of fire foci in the state of Rio de Janeiro, **Brazil. Bioscience journal** (Online), 36(3): 1008–1017.

GOMES, L. B. **Modelagem de Dispersão Atmosférica Aplicada ao Estudo da Queimada da Palha de Cana-de-Açúcar no Município de Rio Brillante/MS: Um estudo de Caso.** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Departamento de Tecnologias Ambientais - UFMGS, Campo Grande, MS, 2011.

GOMES, T. & TRINDADE, O. **Uma fuligem que nunca acaba.** 2018. Disponível em: <https://www.jornalterceiravia.com.br/2018/07/08/uma-fuligem-que-nunca-acaba/>. Acesso em: 19 dez. 2022.

GONÇALVES, C., FIGUEIREDO, B.R., ALVES, C.A., CARDOSO, A.A., DA SILVA, R., KANZAWA, S.H., & VICENTE, A.M. (2016). Chemical characterisation of total suspended particulate matter from a remote area in Amazonia. **Atmospheric Research**, 182, 102-113.

GONTIJO, G. A. B., PEREIRA, A. A., OLIVEIRA, E. D. S., & JÚNIOR, F. W. A. (2011). Detecção de queimadas e validação de focos de calor utilizando produtos de Sensoriamento Remoto. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 15, 7966-7973.

GRIMM, A. M. (2003). The El Niño impact on the summer monsoon in Brazil: Regional processes versus remote influences. **Journal of Climate**, 16(2), 263 – 280.

GUIMARÃES, C. S. **Controle e Monitoramento de Poluentes Atmosféricos.** Rio de Janeiro: Elsevier, 2016. 188 p.

HAINES, A., AMANN, M., BORGFORD-PARNELL, N., LEONARD, S., KUYLENSTIERNA, J., & SHINDELL, D. (2017). Short-lived climate pollutant mitigation and the Sustainable Development Goals. **Nature Climate Change**, 7(12), 863–869.

HAIR, J. F., BLACK, W. C., BABIN, B. J., ANDERSON, R. E., & TATHAM, R. L. (2009). *Análise multivariada de dados.* Bookman editora.

HALL, D.; WU, C.; HSU, Y.; STORMER, J.; ENGLING, G.; CAPETO, K.; WANG, J.; BROWN, S.; LI, H.; YU, K. PAHs, carbonyls, VOCs and PM2.5 emission factors for pre-harvest burning of Florida sugarcane. **Atmospheric Environment**, v. 55, p.164-172, 2012.

HILL, J., VON MALTITZ, G., SOMMER, S., REYNOLDS, J., HUTCHINSON, C., & CHERLET, M. (2018). World Atlas of desertification: Rethinking land degradation and sustainable land management. **Joint Research Centre**, Publications Office.

HOLBEN, B.N., KAUFMAN, Y.J., SETZER, A.W., TANRE, D.D., & WARD, D.E. (1991). Optical properties of aerosol emissions from biomass burning in the tropics, BASE-A. **Global Biomass Burning-Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications**, 403-411.

HUANG, X., LI, M., LI, J., & SONG, Y. (2012). A high-resolution emission inventory of crop burning in fields in China based on MODIS Thermal Anomalies/Fire products. **Atmospheric Environment**, 50, 9-15.

HUETE, A.; JUSTICE, C.; VAN LEEUWEN, A. (1999) Modis Vegetation Index Algorithm Theoretical Basis. In Environmental Sciences (Issue MODIS VEGETATION INDEX (MOD 13) Algorithm theoretical basis document Version 3.

IBAN, M. C., & SEKERTEKIN, A. (2022). Machine learning based wildfire susceptibility mapping using remotely sensed fire data and GIS: A case study of Adana and Mersin provinces, Turkey. **Ecological Informatics**, 69, 101647.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2009). *Manual técnico de geomorfologia*. IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2017** – Resultados Preliminares: Rio de Janeiro. 2017. Disponível em: <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/>. Acesso em: 02/07/2019.

INEA. Instituto Estadual do Ambiente. (2021). Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2021/05/RHs-1.pdf>

INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. (2022a). Programa Queimadas. Monitoramento dos Focos Ativos por Países. Disponível em: [https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas\\_paises/](https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas_paises/). Acesso: 25/08/2022.

INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. (2022b). Programa Queimadas. Monitoramento dos Focos Ativos por Regiões. Disponível em: [https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas\\_regioes/](https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas_regioes/). Acesso: 25/08/2022.

INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. (2022c). Programa Queimadas. Monitoramento dos Focos Ativos por Estados. Disponível em: [https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas\\_estados/](https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas_estados/). Acessoem: 25/08/2022.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). (2007). Summary for policymakers. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller HL (eds). Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, New York.

IRFAN, M., RIAZ, M., ARIF, M. S., SHAHZAD, S. M., HUSSAIN, S., AKHTAR, M. J., ... & ABBAS, F. (2015). Spatial distribution of pollutant emissions from crop residue burning in the Punjab and Sindh provinces of Pakistan: uncertainties and challenges. **Environmental Science and Pollution Research**, 22(21), 16475-16491.

JACOBSON, L.D.S.V., HACON, S.D.S., CASTRO, H.A.D., IGNOTTI, E., ARTAXO, P., SALDIVA, P.H.N., & DE LEON, A.C.M.P. (2014). Acute effects of particulate matter and black carbon from seasonal fires on peak expiratory flow of schoolchildren in the Brazilian Amazon. **PLoS One**, 9(8), e104177.

JAFFE, D., BERTSCHI, I., JAEGLÉ, L., NOVELLI, P., REID, J.S., TANIMOTO, H., VINGARZAN, R., & WESTPHAL, D.L. (2004). Long-range transport of Siberian biomass burning emissions and impact on surface ozone in western North America. **Geophysical research letters**, 31(16).

JAFFE, D., HAFNER, W., CHAND, D., WESTERLING, A., & SPRACKLEN, D. (2008). Interannual variations in PM<sub>2.5</sub> due to wildfires in the Western United States. **Environmental science & technology**, 42(8), 2812-2818.

JALALUDIN, B., JOHNSTON, F., VARDOULAKIS, S., & MORGAN, G. (2020). Reflections on the catastrophic 2019–2020 Australian bushfires. **The Innovation**, 1(1).

JANSSEN, N.A.H., GERLOFS-NIJLAND, M.E., LANKI, T., SALONEN, R.O., CASSEE, F., HOEK, G., FISCHER, P., BRUNEKREEF, B., & KRZYZANOWSKI, M. (2012). Health effects of black carbon. World Health Organization 2012.

JETHVA, H., TORRES, O., FIELD, R.D., LYAPUSTIN, A., GAUTAM, R., & KAYETHA, V. (2019). Connecting crop productivity, residue fires, and air quality over northern India. **Scientific Reports**, 9(1), 1-11.

JIMÉNEZ BORGES, R., LÓPEZ BASTIDA, E. J., ÁLVAREZ GONZÁLEZ, A. L., BRAVO AMARANTE, E., & HERNÁNDEZ NODARSE, M. T. (2020). Evaluation of sustainability for the sugarcane biomass from the AHP Method. **Revista Universidad y Sociedad**, 12(1), 73-79.

JOHNSTON, F.H., HENDERSON, S.B., CHEN, Y., RANDERSON, J.T., MARLIER, M., DEFRIES, R.S., KINNEY, P., BOWMAN, D.M.J.S., & BRAUER, M. (2012). Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. **Environmental health perspectives**, 120(5), 695-701.

JOHNSTON, F.H., PURDIE, S., JALALUDIN, B., MARTIN, K.L., HENDERSON, S.B., & MORGAN, G.G. (2014). Air pollution events from forest fires and emergency department attendances in Sydney, Australia 1996–2007: a case-crossover analysis. **Environmental health**, 13(1), 1-9.

JOLY, K., HOLDEN, Z. A., GALLO, E. L., & SCHOENNAGEL, T. (2017). Wildfire-burned forests are not more sensitive to runoff-associated post-fire erosion than salvage-logged and wildfire-unburned forests. **Forest Ecology and Management**, 400, 489-501.

JUNPEN, A., PANSUK, J., & GARIVAIT, S. (2020). Estimation of reduced air emissions as a result of the implementation of the measure to reduce burned sugarcane in Thailand. **Atmosphere**, 11(4), 366.

JUNQUERA, V., RUSSELL, M.M., VIZUETE, W., KIMURA, Y., & ALLEN, D. (2005). Wildfires in eastern Texas in August and September 2000: Emissions, aircraft measurements, and impact on photochemistry. **Atmospheric Environment**, 39(27), 4983-4996.

JUSTI DA SILVA, M.G.A. & SILVA DIAS, M.A.F. 2002. A Frequência de Fenômenos Meteorológicos na América do Sul: uma Climatologia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 11. Foz do Iguaçu. Disponível em CD-ROM.

JUSTICE, C. O., GIGLIO, L., KORONTZI, S., OWENS, J., MORISETTE, J. T., ROY, D. & KAUFMAN, Y. (2002). The MODIS fire products. **Remote sensing of Environment**, 83(1-2), 244-262.

KAULFUS, A.S., NAIR, U., JAFFE, D., CHRISTOPHER, S.A., & GOODRICK, S. (2017). Biomass burning smoke climatology of the United States: Implications for particulate matter air quality. **Environmental Science & Technology**, 51(20), 11731-11741.

KAZMIERCZAK, M. L. **Sensoriamento Remoto para Desastres**. 1ª Edição, Oficina de Textos, 2015. 288 p.

KEELEY, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. **International journal of wildland fire**, 18(1), 116-126.

KEY, C. H., & BENSON, N. C. (2006). Landscape assessment (LA). **FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system**, 164, LA-1.

KEYWOOD, M., KANAKIDOU, M., STOHL, A., DENTENER, F., GRASSI, G., MEYER, C.P., TORSETH, K., EDWARDS, D., THOMPSON, A.M., LOHMANN, U., & BURROWS, J. (2013). Fire in the air: Biomass burning impacts in a changing climate. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 43(1), 40-83.

KIELY, L., SPRACKLEN, D. V., ARNOLD, S. R., PAPARGYROPOULOU, E., CONIBEAR, L., WIEDINMYER, C., NOTE, C., & ADRIANTO, H. A. (2021). Assessing costs of Indonesian fires and the benefits of restoring peatland. **Nature Communications**, 12(1), 1–11

KLINE, J.D. (2004). Issues in evaluating the costs and benefits of fuel treatments to reduce wildfire in the Nation's forests. Res. Note PNW-RN-542. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 46 p, 542.

KODAMA, Y. M. (1993). Large-scale common features of subtropical convergence zones (the Baiu Frontal Zone, the SPCZ, and the SACZ) Part II: Conditions of the circulations for generating the STCZs. **Journal of the Meteorological Society of Japan**. Ser. II, 71(5), 581–610.

KODAMA, Y. M. (1992). Large-scale common features of subtropical precipitation zones (the Baiu frontal zone, the SPCZ, and the SACZ) Part I: Characteristics of subtropical frontal zones. **Journal of the Meteorological Society of Japan**. Ser. II, 70(4), 813–836.

KOLDEN, C. A., & ABATZOGLOU, J. T. (2018). Spatial distribution of wildfires ignited under katabatic versus non-katabatic winds in Mediterranean Southern California USA. **Fire**, 1(2), 19.

KOLLANUS, V., TIITTANEN, P., NIEMI, J.V., & LANKI, T. (2016). Effects of long-range transported air pollution from vegetation fires on daily mortality and hospital admissions in the Helsinki metropolitan area, Finland. *Environmental Research*, 151, 351-358.

KOPPMANN, R., VON CZAPIEWSKI, K., & REID, J.S. (2005). A review of biomass burning emissions, part I: gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds. **Atmospheric chemistry and physics discussions**, 5(5), 10455-10516.

KORONTZI, S., MCCARTY, J., LOBODA, T., KUMAR, S., & JUSTICE, C. (2006). Global distribution of agricultural fires in croplands from 3 years of Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data. **Global Biogeochemical Cycles**, 20(2).

KOUSKY, V. E. (1988). Pentad outgoing longwave radiation climatology for the South American sector. **Revista Brasileira De Meteorologia**, 3(1), 217–231.

KRONEMBERGER, D. M. P. (2019). Os desafios da construção dos indicadores ODS globais. **Ciência e Cultura**, 71 (1), 40-45.

KULKARNI, S.H., GHUDE, S.D., JENA, C., KARUMURI, R.K., SINHA, B., SINHA, V., KUMAR, R., SONI, V. K., & KHARE, M. (2020). How much does large-scale crop residue burning affect the air quality in Delhi?. **Environmental science & technology**, 54(8), 4790-4799.

KUMARI, B., & PANDEY, A. C. (2020). Geo-informatics based multi-criteria decision analysis (MCDA) through analytic hierarchy process (AHP) for forest fire risk mapping in Palamau Tiger Reserve, Jharkhand state, India. **Journal of Earth System Science**, 129(1), 1–16

KURY, K. A., & RAMALHO, R. D. S. (2008). Planejamento do uso do solo no entorno do Parque Estadual do Desengano: agricultura em relevo colinoso no Distrito de Morangaba-Campos dos Goytacazes/RJ. **Revista Visões 5a Edição**, 5, 1-18.

LAING, J.R., & JAFFE, D.A. (2019). Wildfires are causing extreme PM concentrations in the western United States. EM: Air and Waste Management Associations's Magazine for Environmental Managers.

LAPERRE, R., MAILLER, S., & MENUT, L. (2021). The 2017 mega-fires in central Chile: Impacts on regional atmospheric composition and meteorology assessed from satellite data and chemistry-transport modeling. **Atmosphere**, 12(3), 344.

LAUTENBERGER, C. (2017). Mapping areas at elevated risk of large-scale structure loss using Monte Carlo simulation and wildland fire modeling. *Fire Safety Journal*, 91, 768–775.

LEUENBERGER, M., PARENTE, J., TONINI, M., PEREIRA, M. G., & KANEVSKI, M. (2018). Wildfire susceptibility mapping: Deterministic vs. stochastic approaches. *Environmental Modelling & Software*, 101, 194–203.

LE BLOND, J. S., WOSKIE, S., HORWELL, C. J., & WILLIAMSON, B. J. (2017). Particulate matter produced during commercial sugarcane harvesting and processing: A respiratory health hazard?. *Atmospheric Environment*, 149, 34-46.

LEITE, M. R.; ZANETTA, D. M. T.; TREVISAN I. B.; BURDMANN, E. A.; SANTOS, U. P. Sugarcane cutting work, risks, and health effects. *Revista de Saúde Pública*, v. 52, p.1-16, 2018.

LEUENBERGER, M., PARENTE, J., TONINI, M., PEREIRA, M. G., & KANEVSKI, M. (2018). Wildfire susceptibility mapping: Deterministic vs. stochastic approaches. *Environmental Modelling & Software*, 101, 194-203.

LIMA, A. O., LYRA, G. B., ABREU, M. C., OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F., ZERI, M., & CUNHA-ZERI, G. (2021). Extreme rainfall events over Rio de Janeiro State, Brazil: Characterization using probability distribution functions and clustering analysis. *Atmospheric Research*, 247, 105221

LIMA, B. C., FRANCISCO, C. N., & BOHRER, C. B. D. A. (2017). Deslizamentos e fragmentação florestal na região serrana do Estado do Rio de Janeiro. *Ciência Florestal*, 27, 1283–1295

LITTELL, J. S., PETERSON, D. L., RILEY, K. L., LIU, Y., & LUCE, C. H. (2016). **A review of the relationships between drought and forest fire in the United States**. *Global Change Biology*, 22(7), 2353–2369

LIU, T., MARLIER, M.E., DEFRIES, R.S., WESTERVELT, D.M., XIA, K.R., FIORE, A.M., MICKLEY, L.J., CUSWORTH, D.H., & MILLY, G. (2018). Seasonal impact of regional outdoor biomass burning on air pollution in three Indian cities: Delhi, Bengaluru, and Pune. *Atmospheric environment*, 172, 83-92.

LIU, W. T. H. **Aplicações de Sensoriamento Remoto**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 908 p.

LOBERT, J. M.; SCHARFFE, D. H.; HAO, W. M.; CRUTZEN; P. J. Importance of biomass burning in the atmospheric budgets of nitrogen-containing gases. **Nature**, v. 346, n. 6284, p. 552-554, 1990.

LOPES, F.S., & RIBEIRO, H. (2006). Mapeamento de internações hospitalares por problemas respiratórios e possíveis associações à exposição humana aos produtos da queima da palha de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, 9, 215-225.

LORENTZ, J. F., CALIJURI, M. L., MARQUES, E. G., & BAPTISTA, A. C. (2016). Multicriteria analysis applied to landslide susceptibility mapping. **Natural Hazards**, 83(1), 41–52.

LOSS, A., PEREIRA, M. G., BRITO, R. D., & ARINELLI, G. D. (2007). Atributos químicos e físicos de solos de tabuleiros sob diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. *Magistra, Cruz das Almas*, 19, 150-162.

LOWE, J. A., & BERNIE, D. (2018). The impact of Earth system feedbacks on carbon budgets and climate response. *Philosophical Transactions of the Royal Society a: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 376(2119), 20170263

LYRA, D. G. P. **Modelo Integrado de Gestão da Qualidade do Ar da Região Metropolitana de Salvador**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química – UNICAMP – Campinas, SP, 2008.

LYRA, G.B.; ODA-SOUZA, M.; VIOLA, D.N. Modelos Lineares aplicados à estimativa da concentração do material particulado (MP10) na cidade do Rio de Janeiro, RJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v.26, n.3, p.392-400, 2011.

MACHLIS, G.E. (2002). **Burning questions: a social science research plan for federal wildland fire management: report to the National Wildfire Coordinating Group** (No. 943).

University of Idaho, College of Natural Resources, Idaho Forest, Wildlife and Range Experiment Station.

MAJDI, M., TURQUETY, S., SARTELET, K., LEGORGEU, C., MENUT, L., & KIM, Y. (2019). Impact of wildfires on particulate matter in the Euro-Mediterranean in 2007: Sensitivity to some parameterizations of emissions in air quality models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(2),

MALLIA, D.V., LIN, J.C., URBANSKI, S., EHLERINGER, J., & NEHRKORN, T. (2015). Impacts of upwind wildfire emissions on CO, CO<sub>2</sub>, and PM<sub>2.5</sub> concentrations in Salt Lake City, Utah. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 120(1), 147-166.

MARINS, C.; SOUZA, D. O.; BARROS, M. S. 2011. O uso do método de Análise Hierárquica (AHP) na tomada de decisões gerenciais – um estudo de caso. *Pesquisa Operacional na Gestão do Conhecimento: SBPO, Anais, SBPO*, p.1778-1788.

MARLIER, M. E., DEFRIES, R. S., KIM, P. S., KOPLITZ, S. N., JACOB, D. J., MICKLEY, L. J., & MYERS, S. S. (2015). Fire emissions and regional air quality impacts from fires in oil palm, timber, and logging concessions in Indonesia. **Environmental Research Letters**, 10(8), 085005.

MARTIN, D. A. (2019). Linking fire and the United Nations sustainable development goals. **Science of the Total Environment**, 662, 547–558.

MATAVELI, G. A. V., PEREIRA, G., MORAES, E. C., & OLIVEIRA, B. S. (2017). Remote Sensing Approach to Quantify Carbon Dioxide Emissions from Sugarcane Preharvest Burning. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, 42, 120-132.

MATAVELI, G. A. V.; SILVA, M. E. S.; PEREIRA, G.; SANTO, P. R.; CARDOZO, F. S.; LIMA, S. F. S.; FRANÇA, D. A.; SILVA, F. B. Modelagem da Contribuição do Cerrado sobre as Emissões Brasileiras de Material Particulado Fino (PM<sub>2,5</sub> µm) Associadas à Queima de Biomassa. **Revista do Departamento de Geografia**, p.118-128, 2018.

MATHUR, R. (2008). Estimating the impact of the 2004 Alaskan forest fires on episodic particulate matter pollution over the eastern United States through assimilation of satellite-derived aerosol optical depths in a regional air quality model. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 113(D17).

MATIN, M. A.; CHITALE, V. S.; MURTHY, M. S.; UDDIN, K.; BAJRACHARYA, B.; PRADHAN, S. Understanding Forest Fire Patterns and Risk in Nepal Using Remote Sensing, Geographic Information System and Historical Fire Data. **International Journal of Wild land Fire**, v. 26, n. 4, p. 276-286, 2017.

MATSUDA, M., BRAGA, A. L., MARQUEZINI, M. V., MONTEIRO, M. L., SALDIVA, P. H., & DE SANTOS, U. (2020). Occupational effect of sugarcane biomass burning on the conjunctival mucin profile of harvest workers and residents of an adjacent town-A Brazilian panel study. **Experimental eye research**, 190, 107889.

MAURO, C. C., FERRANTE, V. L. S. B., ARBEX, M. A., RIBEIRO, M. L., & MAGNANI, R. (2015). Pre-harvest cane burning and health: the association between school absences and burning sugarcane fields. **Revista de saúde pública**, 49, 25.

MCCARTY, J. L., KORONTZI, S., JUSTICE, C. O., & LOBODA, T. (2009). The spatial and temporal distribution of crop residue burning in the contiguous United States. **Science of the Total Environment**, 407(21), 5701-5712.

MCKEEN, S.A., WOTAWA, G., PARRISH, D.D., HOLLOWAY, J.S., BUHR, M.P., HÜBLER, G., FEHSENFELD, F.C., & MEAGHER, J.F. (2002). Ozone production from Canadian wildfires during June and July of 1995. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 107(D14), ACH-7.

MENDEZ-ESPINOSA, J.F., BELALCAZAR, L.C., & BETANCOURT, R.M. (2019). Regional air quality impact of northern South America biomass burning emissions. **Atmospheric Environment**, 203, 131-140.

MENDONÇA, J. C.; FREITAS, R. M.; AGUIAR, D. A.; SOUSA, E. F.; MUNIZ, R. A.; ESTEVES, B. S. Mapeamento das áreas de cana-de-açúcar na região norte fluminense - RJ por uso de técnicas de sensoriamento remoto. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 3, p.561-571, 2011.

MENDOZA, A., GARCIA, M.R., VELA, P., LOZANO, D.F., & ALLEN, D. (2005). Trace gases and particulate matter emissions from wildfires and agricultural burning in northeastern Mexico during the 2000 fire season. **Journal of the Air & Waste Management Association**, 55(12), 1797-1808.

MENESES, P. R., & ALMEIDA, T. D. (2012). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Universidade de Brasília, Brasília.

MILANEZ, A. Y.; NYKO, D.; VALENTE, M. S.; XAVIER, C. E. O.; KULAY, L. A.; DONKE, C. G.; MATSUURA, M. I. S. F.; RAMOS, N. P.; MORANDI, M. A. B.; BONOMI, A.; CAPITANI, D. H. D.; CHAGAS, M. F.; CAVALETT, O.; GOUVÊIA, V. L. R. **A produção de etanol pela integração do milho-safrinha às usinas de cana-de-açúcar: avaliação ambiental, econômica e sugestões de política**. Brasília: BNDES, 2014. 62 p.

MILLER, D.J., SUN, K., ZONDLO, M.A., KANTER, D., DUBOVIK, O., WELTON, E.J., WINKER, D.M., & GINOUX, P. (2011). Assessing boreal forest fire smoke aerosol impacts on US air quality: A case study using multiple data sets. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 116(D22).

MINUZZI, R. B., SEDIYAMA, G. C., BARBOSA, E. D. M., & MELO JÚNIOR, J. C. F. D. (2007). Climatologia do comportamento do período chuvoso da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira De Meteorologia**, 22(3), 338–344.

MNATZAGANIAN, C.L., PELLEGRIN, K.L., MIYAMURA, J., VALENCIA, D., & PANG, L. (2015). Association between sugar cane burning and acute respiratory illness on the island of Maui. **Environmental Health**, 14(1), 1-8.

MOAYEDI, H., MEHRABI, M., BUI, D. T., PRADHAN, B., & FOONG, L. K. (2020). Fuzzy-metaheuristic ensembles for spatial assessment of forest fire susceptibility. **Journal of environmental management**, 260, 109867.

MOELTNER, K., KIM, M. K., ZHU, E., & YANG, W. (2013). Wildfire smoke and health impacts: A closer look at fire attributes and their marginal effects. **Journal of Environmental Economics and Management**, 66(3), 476-496.

MODESTO, T. C., PESSÔA, F. S., ENRICI, M. C., ATTIAS, N., JORDÃO-NOGUEIRA, T., COSTA, L. D. M. & BERGALLO, H. D. G. (2008). Mammals of Desengano State Park, Rio de Janeiro, Brazil. **Biota Neotropica**, 8(4), 0-0.

MOHAJANE, M., COSTACHE, R., KARIMI, F., PHAM, Q. B., ESSAHLAOU, A., NGUYEN, H., LANEVE, G., & OUDIJA, F. (2021). Application of remote sensing and machine learning algorithms for forest fire mapping in a Mediterranean area. **Ecological Indicators**, 129, 107869.

MOLLMANN JUNIOR, R. A. **Simulação da Emissão, Concentração e Dispersão dos Poluentes Oriundos da Queima da Biomassa da Queima da Cana-de-açúcar no Estado de Alagoas Utilizando o Modelo Atmosférico WRF/CHEM**. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Departamento de Meteorologia – UFAL, Maceió, AL, 2014.

MOREIRA, R. C. Influência do posicionamento e da largura de bandas de sensores remotos e dos efeitos atmosféricos na determinação de índices de vegetação. 179p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2000.

MORGAN, P., KEANE, R. E., DILLON, G. K., JAIN, T. B., HUDAK, A. T., KARAU, E. C. & STRAND, E. K. (2014). Challenges of assessing fire and burn severity using field measures, remote sensing and modelling. **International Journal of Wildland Fire**, 23(8), 1045-1060.

MORRIS, G.A., HERSEY, S., THOMPSON, A.M., PAWSON, S., NIELSEN, J.E., COLARCO, P.R., MCMILLAN, W.W., STOHL, A., TURQUETY, S., WARNER, J., JOHNSON, B.J., KUCSERA, T.L., LARKO, D.E., OLTMANS, S.J., & WITTE, J.C. (2006). Alaskan and Canadian forest fires exacerbate ozone pollution over Houston, Texas, on 19 and 20 July 2004. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 111(D24).

MOURA, C. R. W., ESCOBAR, G. C. J., & ANDRADE, K. M. (2013). Padrões de circulação em superfície e altitude associados a eventos de chuva intensa na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira De Meteorologia**, 28, 267– 280.

MOURA, A. C. M., FREIRE, G. J. M., OLIVEIRA, R. H. D., SANTANA, S. A. D., PEREIRA, M. F., SOARES, A. M. E., & VOLL, V. L. (2009). Geoprocessamento no Apoio a Políticas do Programa Vila Viva em Belo Horizonte-MG: Intervenções em assentamentos urbanos precários. **Revista Brasileira De Cartografia**, 61(2), 177–188.

MUGICA-ALVAREZ, V., HERNÁNDEZ-MORENO, A., VALLE-HERNÁNDEZ, B. L., ESPEJO-MONTES, F. A., MILLÁN-VÁZQUEZ, F., & TORRES-RODRÍGUEZ, M. (2017). Characterization and modeling of atmospheric particles from sugarcane burning in Morelos, Mexico. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, 23(5), 1056-1071.

MUGICA-ALVAREZ, V., SANTIAGO-DE LA ROSA, N., FIGUEROA-LARA, J., FLORES-RODRÍGUEZ, J., TORRES-RODRÍGUEZ, M., & MAGAÑA-REYES, M. (2015). Emissions of PAHs derived from sugarcane burning and processing in Chiapas and Morelos México. **Science of the Total Environment**, 527, 474-482.

MUGICA-ALVAREZ, V.; HERNÁNDEZ-ROSAS, F.; MAGAÑA-REYES, M.; HERRERA-MURILLO, J.; ROSA, N. S.; GUTIÉRREZ-ARZALUZ, M.; FIGUEROA-LARA, J. J.; GONZÁLEZ-CARDOSO, G. Sugarcane burning emissions: Characterization and emission factors. **Atmospheric Environment**, v. 193, p.262-272, 2018.

MYRONIDIS, D., PAPAGEORGIOU, C., & THEOPHANOUS, S. Landslide susceptibility mapping based on landslide history and analytic hierarchy process (AHP). **Natural Hazards**, 81(1), 245-263, 2016.

NASSAR, R., LOGAN, J.A., MEGRETSKAIA, I.A., MURRAY, L.T., ZHANG, L., & JONES, D.B. (2009). Analysis of tropical tropospheric ozone, carbon monoxide, and water vapor during the 2006 El Niño using TES observations and the GEOS-Chem model. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 114(D17).

NAVARRO, K.M., SCHWEIZER, D., BALMES, J.R., & CISNEROS, R. (2018). A review of community smoke exposure from wildfire compared to prescribed fire in the United States. **Atmosphere**, 9(5), 185.

NEVES, M. F.; CONEJERO, M. A. **Estratégias para a cana no Brasil: Um negócio classe mundial**. São Paulo: Atlas, 2010. 310 p.

NICOLELLA, A.C., & BELLUZZO, W. (2015). The effect of reducing the pre-harvest burning of sugar cane on respiratory health in Brazil. **Environment and Development Economics**, 20(1), 127-140.

NIMER, E. Climatologia da Região Sudeste do Brasil - Introdução a Climatologia Dinâmica. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v.34, n.1, p.3-48, 1972.

NOWELL, H.K., WIRKS, C., VAL MARTIN, M., VAN DONKELAAR, A., MARTIN, R.V., UEJIO, C.K., & HOLMES, C.D. (2022). Impacts of sugarcane fires on air quality and public health in South Florida. **Environmental health perspectives**, 130(8), 087004.

NUNES, J. P., DOERR, S. H., SHERIDAN, G., NERIS, J., SANTÍN, C., EMELKO, M. B., SILINS, U., ROBICHAUD, P. R., ELLIOT, W. J., & KEIZER, J. (2018). Assessing water contamination risk from vegetation fires: Challenges, opportunities and a framework for progress. *Hydrological Processes*, 32(5), 687-694.

NUNES, M. T. DE O., SOUSA, G. M. DE, TOMZHINSKI, G. W., OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. DE, & COUTO FERNANDES, M. DO (2015). Variáveis Condicionantes na Susceptibilidade de Incêndios Florestais no Parque Nacional do Itatiaia. **Anuario do Instituto de Geociências**, 38(1), 54-62.

NUTHAMMACHOT, N., & STRATOULIAS, D. (2021). Multi-criteria decision analysis for forest fire risk assessment by coupling AHP and GIS: Method and case study. **Environment, Development and Sustainability**, 23(12), 17443-17458.

OLIVEIRA, M. T. DE, & SARAIVA, S. L. C. (2015). **Fundamentos de Geodésia e Cartografia**: Série Tekne. Bookman Editora

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. DE, CLEMENTE, S. S., & LOUZADA, M. A. P. (2018). Focos de calor do bioma Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro: Uma abordagem de gestão e legislação ambiental. **Revista de ciências agroambientais**, 15(2), 158-174.

OLVERA-VARGAS, L. A., & AGUILAR-RIVERA, N. (2021). Monitoring Wildfires in Forest and Grassland Related to Sugarcane Burning with Geotechnologies. In Sustainability in Natural Resources Management and Land Planning (pp. 511-530). Springer, Cham.

OTTO, F. E. L., COELHO, C. A. S., KING, A., PEREZ, E. C. DE, WADA, Y., VAN OLDENBORGH, G. J., HAARSMA, R., HAUSTEIN, K., UHE, P., VAN AALST, M., ARAVEQUIA, J. A., ALMEIDA, W., & CULLEN, H. (2015). Factors other than climate change, main drivers of 2014/15 water shortage in Southeast Brazil. In S. C. Herring, M. P. Hoerling, J. P. Kossin, T. C. Peterson, & P. A. Stott (Eds.). Explaining Extreme Events of 2014 from a Climate Perspective (vol. 96, nº12, pp. S35–S40). **American Meteorological Society**

PACE, G., MELONI, D., & DI SARRA, A. (2005). Forest fire aerosol over the Mediterranean basin during summer 2003. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 110(D21).

PALM, B. B., PENG, Q., FREDRICKSON, C. D., LEE, B. H., GAROFALO, L. A., POTHIER, M. A., KREIDENWEIS, S. M., FARMER, D. K., POKHREL, R. P., SHEN, Y., MURPHY, S. M., PERMAR, W., HU, L., CAMPOS, T. L., HALL, S. R., ULLMANN, K., ZHANG, X., FLOCKE, F., FISCHER, E. V., & THORNTON, J. A. (2020). Quantification of organic aerosol and brown carbon evolution in fresh wildfire plumes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(47), 29469–29477.

PAPAGEORGIOU, K., DIAKAKIS, M., & DELIGIANNAKIS, G. (2021). An overview of wildfire impacts on human health. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 18(7), 3651.

PASQUALETTI, M. J. (2016). Fire, climate change, and resilience: Insights from the southwestern United States. **The Professional Geographer**, 68(2), 170-177.

PARANHOS, P. (2006). O açúcar no Norte Fluminense. **Revista Histórica**, 2(8), 10.

PEREIRA, A. A., PEREIRA, J. A. A., MORELLI, F., BARROS, D. A., ACERBI JR, F. W., & SCOLFORO, J. R. S. (2012). Validação de focos de calor utilizados no monitoramento orbital de queimadas por meio de imagens TM. **Cerne**, 18, 335-343.

PEREIRA, G.; CARDOZO, F. S.; SILVA, F. B.; MORAES, E. C.; FERREIRA, N. J.; FREITAS, S. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; BREUNIG, F. M.; VIANA, D. R. Determinação e modelagem da taxa de consumo de biomassa queimada. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 27, n. 1, p.13-22, 2012.

PEREIRA, J. A. V., & DA SILVA, J. B. (2016). Detecção de Focos de Calor no Estado da Paraíba: um estudo sobre as queimadas. *Revista Geográfica Acadêmica*, 10(1), 5-16.

PEREIRA, P., BOGUNOVIC, I., ZHAO, W., & BARCELO, D. (2021). Short-term effect of wildfires and prescribed fires on ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 22, 100266.

PÉREZ-ALONSO, A., GONZÁLEZ-SANCHIS, M., & GARCÍA-MARTÍNEZ, D. (2021). Does forest management mitigate the risk of wildfires? Evidence from Spain. **Science of the Total Environment**, 778, 146198.

PERILLO, L. I., DE OLIVEIRA BORDONAL, R., DE FIGUEIREDO, E. B., MOITINHO, M. R., AGUIAR, D. A., RUDORFF, B. F. T. & LA SCALA, N. (2021). Avoiding burning practice and its consequences on the greenhouse gas emission in sugarcane areas southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, 1-12.

PESSANHA, J. B. **Um Estudo Sobre a Lavoura Canavieira em Campos dos Goytacazes na Atualidade**. Dissertação (Mestrado em Planejamento Regional e Gestão de Cidades) - Departamento de Planejamento Regional e Gestão de Cidades – UCAM, Campos dos Goytacazes, RJ, 2004.

PESTANA, P. R. D. S., BRAGA, A. L. F., RAMOS, E. M. C., OLIVEIRA, A. F. D., OSADNIK, C. R., FERREIRA, A. D., & RAMOS, D. (2017). Effects of air pollution caused

by sugarcane burning in Western São Paulo on the cardiovascular system. **Revista de saúde pública**, 51, 13.

PFISTER, G.G., WIEDINMYER, C., & EMMONS, L.K. (2008). Impacts of the fall 2007 California wildfires on surface ozone: Integrating local observations with global model simulations. **Geophysical Research Letters**, 35(19).

PHADNIS, M.J., & CARMICHAEL, G.R. (2000). Forest fire in the boreal region of China and its impact on the photochemical oxidant cycle of East Asia. **Atmospheric Environment**, 34(3), 483-498.

PHAIRUANG, W., HATA, M., & FURUUCHI, M. (2017). Influence of agricultural activities, forest fires and agro-industries on air quality in Thailand. **Journal of Environmental Sciences**, 52, 85-97.

PIMENTEL, C. F., PESSI, D. D., BARBOSA, D. S., DA SILVA, N. M., & DE OLINDA, R. A. (2018). Análise dos fatores que influenciaram na concentração de material particulado na área urbana de Rondonópolis (MT). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, 9(8), 343-358.

PIVELLO, V.R., VIEIRA, I., CHRISTIANINI, A.V., RIBEIRO, D.B., DA SILVA MENEZES, L., BERLINCK, C.N., MELO, F.P.L., MARENGO, J.A., TORNQUIST, C.G., TOMAS, W.M., & OVERBECK, G.E. (2021). Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19(3), 233-255.

POORTINGA, A., THWAL, N. S., KHANAL, N., MAYER, T., BHANDARI, B., MARKERT, K. & SAAH, D. (2021). Mapping sugarcane in Thailand using transfer learning, a lightweight convolutional neural network, NICFI high resolution satellite imagery and Google Earth Engine. **ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, 1, 100003.

PORTIN, H., MIELONEN, T., LESKINEN, A., AROLA, A., PÄRJÄLÄ, E., ROMAkkANIEMI, S., LAAKSONEN, A., LEHTINEN, K.E.J., & KOMPPULA, M. (2012).

Biomass burning aerosols observed in Eastern Finland during the Russian wildfires in summer 2010–Part 1: In-situ aerosol characterization. **Atmospheric environment**, 47, 269-278.

PRABHU, V., SONI, A., MADHWAL, S., GUPTA, A., SUNDRIYAL, S., SHRIDHAR, V., SREEKANTH, V., & MAHAPATRA, P.S. (2020). Black carbon and biomass burning associated high pollution episodes observed at Doon valley in the foothills of the Himalayas. **Atmospheric Research**, 243, 105001.

PRADO, F., & ROCHA, B. N. (2015). Territórios em Disputa: resistência e luta no processo de implantação do Complexo Industrial Superporto do Açú. **Revista Política e Planejamento Regional**, 2(2), 329-349.

PREISLER, H.K., SCHWEIZER, D., CISNEROS, R., PROCTER, T., RUMINSKI, M., & TARNAY, L. (2015). A statistical model for determining impact of wildland fires on Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub>) in Central California aided by satellite imagery of smoke. **Environmental Pollution**, 205, 340-349.

PROSKURINA, S.; JUNGINGER, M.; HEINIMÖ, J.; TEKINEL, B.; VAKKILAINEN, E. Global biomass trade for energy- Part 2: Production and trade streams of wood pellets, liquid biofuels, charcoal, industrial roundwood and emerging energy biomass. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 13, n. 2, p.371-387, 2018.

POURGHASEMI, H. R., BEHESHTIRAD, M., & PRADHAN, B. (2016). A comparative assessment of prediction capabilities of modified analytical hierarchy process (M-AHP) and Mamdani fuzzy logic models using Netcad-GIS for forest fire susceptibility mapping. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, 7(2), 861–885

PRUDENTE, T. D., & ROSA, R. (2010). Detecção de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e área de entorno. **Caminhos De Geografia**, 11(35), 209–221.

PRYOR, S. W., SMITHERS, J., LYNE, P., & VAN ANTWERPEN, R. (2017). Impact of agricultural practices on energy use and greenhouse gas emissions for South African sugarcane production. **Journal of Cleaner Production**, 141, 137-145.

RAJKOVIĆ, B., NIKOLIĆ, N., STOJNIĆ, D., & POPOVIĆ, Z. (2021). Forest fires in Serbia: frequency, causes, and trends. **Forest Systems**, 30(3), e102.

RAMALHO, R. D. S. (2005). **Diagnóstico do Meio Físico como Contribuição ao Planejamento do Uso da Terra do Município de Campos dos Goytacazes**. *Campos dos Goytacazes-RJ: UENF*.

RAMOS, T. T. (2016). Crescimento econômico e desenvolvimento sócio-espacial em Campos dos Goytacazes. **Geo Uerj**, (29), 63-88.

RANA, M., MITTAL, S.K., BEIG, G., & RANA, P. (2019). The impact of crop residue burning (CRB) on the diurnal and seasonal variability of the ozone and PM levels at a semi-urban site in the north-western Indo-Gangetic plain. *Journal of Earth System Science*, 128(6), 1-16.

RANGEL, M. G.; HENRÍQUEZ, J. R.; COSTA, J. R. P.; JUNIOR J. C. L. An assessment of dispersing pollutants from the pre-harvest burning of sugarcane in rural areas in the northeast of Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 178, p. 265-281, 2018.

RAVINDRA, K., SINGH, T., & MOR, S. (2019). Emissions of air pollutants from primary crop residue burning in India and their mitigation strategies for cleaner emissions. **Journal of cleaner production**, 208, 261-273.

REAL, E., LAW, K. S., WEINZIERL, B., FIEBIG, M., PETZOLD, A., WILD, O., METHVEN, J., ARNOLD, S., STOHL, A., HUNTRIESER, H., ROIGER, A., SCHLAGER, H., STEWART, D., AVERY, M., SACHSE, G., BROWELL, E., FERRARE, R., & BLAKE, D. (2007). Processes influencing ozone levels in Alaskan forest fire plumes during long-range transport over the North Atlantic. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 112(D10).

REBOITA, M. S., GAN, M. A., ROCHA, R. P. D., & AMBRIZZI, T. (2010). Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. **Revista brasileira de meteorologia**, 25, 185-204.

REID, A. (2015). Environmental groups challenge sugar cane burning. Sun Sentinel, November 19, <https://www.sun-sentinel.com/local/palm-beach/fl-sugar-cane-lawsuit-20151119-story.html>. Accessed 2 June 2020.

REID, C. E., BRAUER, M., JOHNSTON, F. H., JERRETT, M., BALMES, J. R., & ELLIOTT, C. T. (2016). Critical review of health impacts of wildfire smoke exposure. **Environmental health perspectives**, 124(9), 1334-1343.

REN, H., YU, Y., & AN, T. (2020). Bioaccessibilities of metal (loid) s and organic contaminants in particulates measured in simulated human lung fluids: A critical review. **Environmental Pollution**, 265, 115070.

RIBEIRO, M. C. C. R.; ALVES, A. S. Aplicação do método Analytic Hierarchy Process (AHP) com a mensuração absoluta num problema de seleção qualitativa. **Sistemas & Gestão**, Niterói, v. 11, n. 3, p.270-281, 2016.

RIBEIRO, M. M. **Avaliação das concentrações dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no material particulado menor que 2,5 um e deposição úmida do Instituto de Aplicação - UERJ**. 2016. 113 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental: controle da poluição urbana e industrial) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

RICE, M. B., HENDERSON, S. B., LAMBERT, A. A., CROMAR, K. R., HALL, J. A., CASCIO, W. E., ... & COSTA, D. L. (2021). Respiratory impacts of wildland fire smoke: Future challenges and policy opportunities. An official American Thoracic Society Workshop Report. **Annals of the American Thoracic Society**, 18(6), 921-930.

ROBERTS, G. J., & WOOSTER, M. J. (2008). Fire detection and fire characterization over Africa using Meteosat SEVIRI. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 46(4), 1200-1218.

RODRIGUES, J. B., DA SILVA, D. D. S., SALES, L. L. N., DE FREITAS, S. J. N., & CABRAL, A. C. L. C. (2020). Análise de focos de queimadas no município de Balsas/MA. **Nature and Conservation**, 13(3), 146-151.

RODRIGUES, J.; LIBONATI, R.; PERES, L. F.; SETZER, A. Burned Area Mapping on Conservation Units of Mountains Region of Rio de Janeiro Using Landsat-8 Data During the 2014 Drought. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 41, n. 1, p.318-327, 2018.

ROMERO CÁRDENAS, D.M., SARMIENTO VELA, H., & PACHÓN, J.E. (2013). Estimación de hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados asociados con la quema de caña de azúcar en el valle geográfico del río Cauca, Colombia. **Épsilon**, 1(21), 57-82.

RONQUIM, Carlos Cesar. **Queimada na colheita da cana-de-açúcar: impactos ambientais, sociais e econômicos**. São Paulo: Embrapa, 2010. 45 p.

RORIG, M. L., & FERGUSON, S. A. (1999). **Characteristics of lightning and wildland fire ignition in the Pacific Northwest**. *Journal of Applied Meteorology*, 38(11), 1565–1575.

ROSA, R. Introdução ao sensoriamento remoto. 7 ed. Uberlândia: EDUFU, 2009. 260 p.

ROSA, T., & ALCÂNTARA, E. (2015). Detecção de áreas queimadas e severidade a partir do índice espectral  $\Delta NBR$ . *XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)*, 18, 526-533.

ROSAN, T. M., & ALCÂNTARA, E. (2015). Detecção de áreas queimadas e severidade a partir do índice espectral  $\Delta NBR$ . *Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE.

ROSEIRO, M. N. V. **Morbidade por Problemas Respiratórios em Ribeirão Preto - SP, de 1995 a 2001, segundo indicadores Ambientais, Sociais e Econômicos**. Dissertação (Mestrado em Enfermagem) – Departamento de Saúde Ambiental, Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto – USP, Ribeirão Preto, SP, 2002.

ROSSETTO, R.; SANTIAGO, A. D. **Plantio da cana-de-açúcar**. 1995. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01\\_33\\_711200516717.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_33_711200516717.html)>. Acesso em: 15 jan. 2018.

ROY, D. P., BOSCHETTI, L., & TRIGG, S. N. (2006). Remote sensing of fire severity: assessing the performance of the normalized burn ratio. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, 3(1), 112-116.

RUMSEY, D. (2019). How to Interpret Correlation Coefficient R-Dummies. Dummies. **Retrieved On**, 13(07), 2019.

RYU, S.Y., KWON, B.G., KIM, Y.J., KIM, H.H., & CHUN, K.J. (2007). Characteristics of biomass burning aerosol and its impact on regional air quality in the summer of 2003 at Gwangju, Korea. **Atmospheric Research**, 84(4), 362-373.

SAATY, T.L. (1990), "How to make a decision: The analytic hierarchy process", **European Journal of Operational Research**, v. 48 n.1, p.9-26, 1990.

SAATY, T.L. **Decision Making for Leaders**. 2ª Edição. Pittsburg. RWS Publications, 1991. 323 p.

SAHU, S.K., MANGARAJ, P., BEIG, G., SAMAL, A., PRADHAN, C., DASH, S., & TYAGI, B. (2021). Quantifying the high resolution seasonal emission of air pollutants from crop residue burning in India. **Environmental Pollution**, 286, 117165.

SAMPAIO, N. A. S., ASSUMPCÃO, A. R. P. & FONSECA, B. B. (2018). Estatística Inferencial. Belo Horizonte, Editora Poisson. 70p.

SAMPAIO, T. V. M., & BRANDALIZE, M. C. B. (2018). **Cartografia geral, digital e temática. Série Geotecnologias: Teoria e prática (vol. 1)**. Programa de Pós-Graduação em Ciências Geodésicas. Universidade Federal do Paraná.

SANTOS CLEMENTE, S. D., OLIVEIRA, J. F. D., & PASSOS LOUZADA, M. A. (2017). Focos de calor na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 32, 669-677.

SANTOS, H. G. DOS, JACOMINE, P. K. T., ANJOS, L. H. C. DOS, OLIVEIRA, V. A. DE, OLIVEIRA, J. B. DE, COELHO, M. R., LUMBRERAS, J. F., & CUNHA, T. J. F. (2006). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Embrapa Solos.

SANTOS, N. V., DEMATTÊ, J. A., & SILVERO, N. E. Q. (2021). Improving the monitoring of sugarcane residues in a tropical environment based on laboratory and Sentinel-2 data. **International Journal of Remote Sensing**, 42(5), 1768-1784.

SANTOS, U.P., ZANETTA, D.M.T., TERRA-FILHO, M., & BURDMANN, E.A. (2015). Burnt sugarcane harvesting is associated with acute renal dysfunction. **Kidney international**, 87(4), 792-799.

SARI, F. (2021). Forest fire susceptibility mapping via multi-criteria decision analysis techniques for Mugla, Turkey: A comparative analysis of VIKOR and TOPSIS. **Forest Ecology and Management**, 480, 118644.

SAUSEN, T. M., & LACRUZ, M. S. P. (2015). **Sensoriamento remoto para desastres**. Oficina de Textos.

SEARES, A. L. F., DE OLIVEIRA SOUZA, M., LIONEL-MATEUS, V., & DE ALMEIDA, C. M. S. (2021). Optimization of operational ICP OES parameters and application to MP10 monitoring associated to sugarcane burning. **Microchemical Journal**, 163, 105917.

SEILER, W.; CRUTZEN, P. J. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and atmosphere from biomass burning. **Clim. Change**, v. 2, p. 207 – 247, 1980.

SHAUGHNESSY, W.J., VENIGALLA, M.M., & TRUMP, D. (2015). Health effects of ambient levels of respirable particulate matter (PM) on healthy, young-adult population. **Atmospheric environment**, 123, 102-111.

SHIKWAMBANA, L., NCIPHA, X., SANGEETHA, S. K., SIVAKUMAR, V., & MHANGARA, P. (2021). Qualitative Study on the Observations of Emissions, Transport and

the Influence of Climatic Factors from Sugarcane Burning: A South African Perspective. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 18(14), 7672.

SIERRA CLUB CALUSA GROUP. (2020). Sugar Cane Burning. <https://www.sierraclub.org/florida/calusa/sugar-cane-burning>. Accessed 23 August 2020.

SILVA, C. **Modelagem Lagrangeana da Dispersão Atmosférica de Radionuclídeos e Sistemas de Informação Geográfica como Ferramentas de Suporte ao Planejamento de Emergência na Área de Influência do Complexo Nuclear de Angra dos Reis - RJ**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil/COPPE – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 2013.

SILVA, F. A. Avaliação temporal da variação da cobertura vegetal pela ação dos incêndios no município de Lábrea (AM). Monografia (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal – UEA, Itacoatiara, AM, 2017.

SILVA, F. S.; CRISTALE, J.; PAULO, A. A.; SALDIVA, P. H. N.; MARCHI, M. R. R. (2010) PM2.5 and MP10: The influence of sugarcane burning on potential cancer risk. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 39, p.5133-5138.

SILVA, M. S. **Estratégias de simulação da dispersão de poluentes com os modelos WRF/CALMET/CALPUFF para a região metropolitana do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Programa de Engenharia Mecânica/COPP - UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 2012.

SILVA, S. L.; BAPTISTA, G. M. M. (2015). Análise do Grau de Severidade de Áreas Queimadas na Estação Ecológica de Águas Emendadas por Meio de Dados do Landsat 8. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, n. 8, p.431-438, 2015.

SILVA, V.V. (2019). Incertezas na Detecção dos Focos de Calor estimados pelo Sensor Goes Imager e seus Impactos em Inventários de Emissão de PM<sub>2.5µm</sub>. Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGeog), Universidade Federal de São João del Rei. Dissertação de Mestrado, 122p.

SILVA, W. L., & DERECZYNSKI, C. P. (2014). Caracterização climatológica e tendências observadas em extremos climáticos no estado do Rio de Janeiro. **Anuário do Instituto de Geociências**, 37(2), 123-138.

SILVEIRA, H.C.S., SCHMIDT-CARRIJO, M., SEIDEL, E.H., SCAPULATEMPO-NETO, C., LONGATTO-FILHO, A., CARVALHO, A.L., VIEIRA-REIS, R., & SALDIVA, P.H.N. (2013). Emissions generated by sugarcane burning promote genotoxicity in rural workers: a case study in Barretos, Brazil. **Environmental Health**, 12(1), 1-6.

SILVEIRA, T. S. **Poluição Atmosférica Derivada de Queimadas de Cana-de-açúcar no estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Departamento de Climatologia Geográfica – USP, São Paulo, SP, 2014.

SINGH, H.B., ANDERSON, B.E., BRUNE, W.H., CAI, C., COHEN, R.C., CRAWFORD, J.H., CUBISON, M.J., CZECH, E.P., EMMONS, L., FUELBERG, H.E., HUEY, G., JACOB, D.J., JIMENEZ, J.L., KADUWELA, A., KONDO, Y., MAO, J., OLSON, J.R., SACHSE, G.W., VAY, S.A., WEINHEIMER, A., WENBERG, P.O., & WISTHALER, A. (2010). Pollution influences on atmospheric composition and chemistry at high northern latitudes: Boreal and California forest fire emissions. **Atmospheric Environment**, 44(36), 4553-4564.

SMIDERLE, D. A. V. **O multiforme desafio do setor sucroalcooleiro de Campos dos Goytacazes (RJ)**. Dissertação (Mestrado em Políticas Sociais) – Programa de Políticas Sociais – UENF, Campos dos Goytacazes, RJ, 2009.

SMITH, K.R., JERRETT, M., ANDERSON, H.R., BURNETT, R.T., STONE, V., DERWENT, R., ATKINSON, R.W., COHEN, A., SHONKOFF, S.B., KREWSKI, D., POPE III, C.A., THUN, M.J., & THURSTON, G. (2009). Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants. **The lancet**, 374(9707), 2091-2103.

SNYDER, P., & LAWSON, S. (1993). Evaluating results using corrected and uncorrected effect size estimates. **The Journal of Experimental Education**, 61(4), 334-349.

SIVRIKAYA, F., & KÜÇÜK, Ö. (2022). Modeling forest fire risk based on GIS-based analytical hierarchy process and statistical analysis in Mediterranean region. **Ecological Informatics**, 68, 101537.

SOBRAL, B. S., OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F., GOIS, G., DE BODAS TERASSI, P. M., & MUNIZ-JÚNIOR, J. G. R. (2018). Variabilidade espaço-temporal e interanual da chuva no estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Climatologia**, 22.

SORNPOON, W., BONNET, S., & GARIVAIT, S. (2013). Measurement of greenhouse gas emissions from sugarcane plantation soil in Thailand. **International Journal of Environmental and Ecological Engineering**, 7(12), 862-867.

SORNPOON, W.; BONNET, S.; KASEMSAP, P.; PRASERTSAK, P.; GARIVAIT, S. Estimation of Emissions from Sugarcane Field Burning in Thailand Using Bottom-Up Country-Specific Activity Data. **Atmosphere**, v. 5, n. 3, p.669-685, 2014.

SOUSA, Á. (2019). Coeficiente de correlação de Pearson e coeficiente de correlação de Spearman: o que medem e em que situações devem ser utilizados? **Correio dos Açores**, 19-19.

SOUZA, K. F., CARVALHO, L. R., ALLEN, A. G., & CARDOSO, A. A. (2014). Diurnal and nocturnal measurements of PAH, nitro-PAH, and oxy-PAH compounds in atmospheric particulate matter of a sugar cane burning region. **Atmospheric environment**, 83, 193-201.

SRIVASTAVA, P. K., PETROPOULOS, G. P., GUPTA, M., SINGH, S. K., ISLAM, T., & LOKA, D. (2019). Deriving forest fire probability maps from the fusion of visible/infrared satellite data and geospatial data mining. **Modeling Earth Systems and Environment**, 5, 627-643.

STULL, Roland B. **An Introduction to Boundary Layer Meteorology**. Dordrecht: Kluwe. Academic Publishes, 1988. 670 p.

TANG, H., LIU, G., ZHU, J., HAN, Y., & KOBAYASHI, K. (2013). Seasonal variations in surface ozone as influenced by Asian summer monsoon and biomass burning in agricultural fields of the northern Yangtze River Delta. **Atmospheric research**, 122, 67-76.

TARGINO, A.C., KRECL, P., JOHANSSON, C., SWIETLICKI, E., MASSLING, A., CORAIOLA, G.C., & LIHAVAINEN, H. (2013). Deterioration of air quality across Sweden due to transboundary agricultural burning emissions. **Boreal Environment Research**, v.18, p. 19-36.

TEODORO, A. C.; DUARTE, L. Forest Fire Risk Maps: a GIS Open-Source Application – a Case Study in Norwest of Portugal. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 27, n. 4, p. 699-720, 2013.

THOMAZ, R. C. C., & GONÇALVES, L. G. M. (2019). Avaliação dos erros de detecção dos focos de calor estimados pelo sensor Goes Imager. **GEOSABERES: Revista de Estudos Geoeducacionais**, 10(21), 1-17.

THORNTHWAITE, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38(1)

THORNTHWAITE, C. W., & MATHER, J. R. (1955). The water balance. Drexel Institute of Technology

TORRES, F. T. P., RIBEIRO, G. A., MARTINS, S. V., & LIMA, G. S. (2014). Mapeamento da suscetibilidade a ocorrências de incêndios em vegetação na área urbana de Ubá-MG. **Revista Árvore**, 38, 811–817.

TIAN, D., WANG, Y., BERGIN, M., HU, Y., LIU, Y., & RUSSELL, A.G. (2008). Air quality impacts from prescribed forest fires under different management practices. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 8, p. 2767-2772

TIRADENTES, L. (2021). Acidentes Geográficos ou Formas do Relevo? conceitos para o ensino de geografia. **Revista de Ciências Humanas**, 1(1).

TRAN, B. N., TANASE, M. A., BENNETT, L. T., & APONTE, C. (2018). Evaluation of spectral indices for assessing fire severity in Australian temperate forests. **Remote sensing**, *10*(11), 1680.

TRENTMANN, J., YOKELSON, R.J., HOBBS, P.V., WINTERRATH, T., CHRISTIAN, T.J., ANDREAE, M.O., & MASON, S.A. (2005). An analysis of the chemical processes in the smoke plume from a savanna fire. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, *110*(D12).

TSAY, S. C., MARING, H. B., LIN, N. H., BUNTOUNG, S., CHANTARA, S., CHUANG, H. C., GABRIEL, P.M, GOODLOE, C.S., HOLBEN, B.N., HSIAO, T-C., HSU, N.C., JANJAI, S., LAU, W.K.M., LEE, C-T., LEE, J., LOFTUS, A.M., NGUYEN, A.X., NGUYEN, C.M., PANI, S.K., PANTINA, P., SAYER, A.M., TAO, W-K., WANG, S-H., WELTON, E.J., WIRIYA, W., & YEN, M. C. (2016). Satellite-surface perspectives of air quality and aerosol-cloud effects on the environment: An overview of 7-SEAS/BASELInE. **Aerosol and Air Quality Research**, *16*(11), 2581-2602.

TSIOURI, V., KAKOSIMOS, K.E., & KUMAR, P. (2015). Concentrations, sources and exposure risks associated with particulate matter in the Middle East Area - a review. *Air Quality, Atmosphere & Health*, *8*(1), 67-80.

TIWARI, A., SHOAB, M., & DIXIT, A. (2021). GIS-based forest fire susceptibility modeling in Pauri Garhwal, India: a comparative assessment of frequency ratio, analytic hierarchy process and fuzzy modeling techniques. **Natural hazards**, *105*, 1189-1230.

UDOP - UNIÃO NACIONAL DA BIOENERGIA (São Paulo). **Norte do Rio vive renascimento do setor sucroalcooleiro, com aumento da colheita e geração de empregos**. 2021. Disponível em: <https://www.udop.com.br/noticia/2021/05/24/norte-do-rio-vive-renascimento-do-setor-sucroalcooleiro-com-aumento-da-colheita-e-geracao-de-empregos.html>. Acesso em: 01 nov. 2021.

URIARTE, M., YACKULIC, C. B., COOPER, T., FLYNN, D., CORTES, M., CRK, T., CULLMAN, G., MCGINTY, M., & SIRCELY, J. (2009). Expansion of sugarcane production

in São Paulo, Brazil: implications for fire occurrence and respiratory health. **Agriculture, ecosystems & environment**, 132(1-2), 48-56.

VAL MARTIN, M., HEALD, C.L., FORD, B., PRENNI, A.J., & WIEDINMYER, C. (2013). A decadal satellite analysis of the origins and impacts of smoke in Colorado. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 13(15), 7429-7439.

VAL MARTIN, M., LOGAN, J.A., KAHN, R.A., LEUNG, F.Y., NELSON, D.L., & DINER, D.J. (2010). Smoke injection heights from fires in North America: analysis of 5 years of satellite observations. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 10(4), 1491-1510.

VALENTE, F., & LAURINI, M. (2021). Pre-harvest sugarcane burning: A statistical analysis of the environmental impacts of a regulatory change in the energy sector. **Cleaner Engineering and Technology**, 4, 100255.

VAN GERREVINK, M. J., & VERAVERBEKE, S. (2021). Evaluating the near and mid infrared bi-spectral space for assessing fire severity and comparison with the differenced normalized burn ratio. **Remote Sensing**, 13(4), 695.

VAN HOANG, T., CHOU, T. Y., FANG, Y. M., NGUYEN, N. T., NGUYEN, Q. H., XUAN CANH, P. & MEADOWS, M. E. (2020). Mapping forest fire risk and development of early warning system for NW Vietnam using AHP and MCA/GIS methods. **Applied Sciences**, 10(12), 4348.

VARDOULAKIS, S., JALALUDIN, B.B., MORGAN, G.G., HANIGAN, I.C. & JOHNSTON, F.H. (2020). Bushfire smoke: urgent need for a national health protection strategy. **The medical journal of Australia**, 212(8), 349.

VARGAS, M. P., JAMIOY, C. A. G., QUIÑONES, A. J. P., & RODRÍGUEZ, E. S. (2021). Influence of Weather on the Distribution of MP10 Coming from Controlled Sugarcane Burning Events in Colombia. **Sugar Tech**, 23(3), 661-672.

VERA, I., WICKE, B., & HILST, F. V. D. (2020). Spatial variation in environmental impacts of sugarcane expansion in Brazil. **Land**, 9(10), 397.

VERAVERBEKE, S., DENNISON, P., GITAS, I., HULLEY, G., KALASHNIKOVA, O., KATAGIS & STAVROS, N. (2018). Hyperspectral remote sensing of fire: State-of-the-art and future perspectives. **Remote Sensing of Environment**, 216, 105-121.

WANG, L., XIN, J., LI, X., & WANG, Y. (2015). The variability of biomass burning and its influence on regional aerosol properties during the wheat harvest season in North China. *Atmospheric Research*, 157, 153-163.

WEI, M., ZHANG, Z., LONG, T., HE, G., & WANG, G. (2021). Monitoring Landsat based burned area as an indicator of sustainable development goals. *Earth's Future*, 9(6).

WHO (2016) World Health Organisation. <https://www.who.int/airpollution/en/>. Accessed 19 Jul 2021.

WU, J.Z., GE, D.D., ZHOU, L.F., HOU, L.Y., ZHOU, Y., & LI, Q.Y. (2018). Effects of particulate matter on allergic respiratory diseases. **Chronic diseases and translational medicine**, 4(02), 95-102.

WU, C., VENEVSKY, S., SITCH, S., MERCADO, L. M., HUNTINGFORD, C., & STAVER, A. C. (2021). Historical and future global burned area with changing climate and human demography. **One Earth**, 4(4), 517–530.

WUNDER, S., CALKIN, D. E., CHARLTON, V., FEDER, S., DE ARANO, I. M., MOORE, P., SILVA, F. R., & Y, TACCONI, L., & VEJA-GARCÍA, C. (2021). Resilient landscapes to prevent catastrophic forest fires: Socioeconomic insights towards a new paradigm. **Forest Policy and Economics**, 128, 102458

XU, W., WOOSTER, M. J., ROBERTS, G., & FREEBORN, P. (2010). New GOES imager algorithms for cloud and active fire detection and fire radiative power assessment across North, South and Central America. **Remote Sensing of Environment**, 114(9), 1876-1895.

YADAV, I.C., DEVI, N.L., LI, J., SYED, J.H., ZHANG, G., & WATANABE, H. (2017). Biomass burning in Indo-China peninsula and its impacts on regional air quality and global climate change-a review. **Environmental Pollution**, 227, 414-427.

YAMINEVA, Y., & LIU, Z. (2019). Cleaning the air, protecting the climate: Policy, legal and institutional nexus to reduce black carbon emissions in China. **Environmental Science & Policy**, 95, 1-10.

YAN, X., OHARA, T., & AKIMOTO, H. (2006). Bottom-up estimate of biomass burning in mainland China. **Atmospheric Environment**, 40(27), 5262-5273.

ZAIDAN, R. T. (2017). Geoprocessamento conceitos e definições. **Revista de Geografia-PPGEO-UFJF**, 7(2).

ZAMPERLINI, G. C. M., SILVA, M. R. S., & VILEGAS, W. (1997). Identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in sugar cane soot by gas chromatography-mass spectrometry. **Chromatographia**, 46(11-12), 655-663.

ZERI, M.; OLIVEIRA JÚNIOR, J.F., LYRA, G. B. Spatiotemporal analysis of particulate matter, sulfur dioxide and carbon monoxide concentrations over the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Meteorology and Atmospheric Physics** (Print), Berlin, v.113, n.1, p.139-152, 2011.

ZHANG, X., LU, Y., WANG, Q. G., & QIAN, X. (2019). A high-resolution inventory of air pollutant emissions from crop residue burning in China. **Atmospheric environment**, 213, 207-214.

ZHANG, Y.; SHAO, M.; YUN, L.; SHENGJI, L.; NING, M.; WENTAI, C.; WANG, M. Emission inventory of carbonaceous pollutants from biomass burning in the Pearl River Delta Region, China. **Atmospheric Environment**, v. 76, p.189-199, 2013.

ZHOU, Y., XING, X., LANG, J., CHEN, D., CHENG, S., WEI, L. & LIU, C. (2017). A comprehensive biomass burning emission inventory with high spatial and temporal resolution in China. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 17(4), 2839-2864.

ZHUANG, Y., LI, R., YANG, H., CHEN, D., CHEN, Z., GAO, B., & HE, B. (2018). Understanding temporal and spatial distribution of crop residue burning in China from 2003 to 2017 using MODIS data. *Remote Sensing*, 10(3), 390.