



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro Biomédico

Instituto de Medicina Social Hesio Cordeiro

Márcio Candeias Marques

**Associação entre queima de biomassa e baixo peso ao nascer: Uma análise
de tendência espacial e temporal**

Rio de Janeiro

2023

Márcio Candeias Marques

Associação entre queima de biomassa e baixo peso ao nascer: Uma análise de tendência espacial e temporal

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Coletiva, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Epidemiologia

Orientador: Prof. Dr. Antônio Carlos Manteiro Ponce de Leon

Coorientador: Prof. Dr. Marcio Sacramento de Oliveira

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/CB/C

M357	Marques, Márcio Candeias Associação entre queima de biomassa e baixo peso ao nascer: Uma análise de tendência espacial e temporal / Márcio Candeias Marques. – 2023. 85 f. Orientador: Antonio Carlos Monteiro Ponce de Leon Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Medicina Social Hesio Cordeiro. 1. Saúde Materno-Infantil. 2. Recém-Nascido de Baixo Peso. 3. Biomassa. 4. Incêndios Florestais. 5. Poluição do Ar. 6. Política Pública. I. Leon, Antonio Carlos Monteiro Ponce de. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Medicina Social Hesio Cordeiro. III. Título. CDU 613.95/99
------	--

Bibliotecária: Julia Franco Barbosa – CRB 7 5945

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Márcio Candeias Marques

Associação entre queima de biomassa e baixo peso ao nascer: Uma análise de tendência espacial e temporal

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Coletiva, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Epidemiologia

Aprovada em 14 de dezembro de 2023.

Orientador:

Prof. Dr. Antonio Carlos Monteiro Ponce de Leon
Instituto de Medicina Social Hesio Cordeiro - UERJ

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Jose Ueleres Braga
Instituto de Medicina Social Hesio Cordeiro - UERJ

Prof.^a Dra. Ludmilla da Silva Viana Jacobson
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Steven Dutt Ross
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2023

AGRADECIMENTOS

À Universidade do Estado do Rio de Janeiro, por proporcionar o ambiente acadêmico e os recursos necessários para a realização desta dissertação.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Antônio Carlos Manteiro Ponce de Leon, e ao meu coorientador, Prof. Dr. Marcio Sacramento de Oliveira, pela orientação, paciência e incentivo ao longo desta jornada.

Aos colegas e amigos do Programa de Pós-Graduação em Saúde Coletiva, pelas trocas enriquecedoras e pelo apoio nos momentos desafiadores.

À Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio (EPSJV/Fiocruz), pela licença concedida, que foi essencial para que eu pudesse me dedicar integralmente a esta formação e concluir este trabalho.

À minha família, pelo amor, compreensão e suporte incondicional durante todo este processo.

A todas as pessoas e instituições que, direta ou indiretamente, contribuíram para a concretização deste trabalho, meu profundo agradecimento.

RESUMO

MARQUES, Márcio Candeias. **Associação entre queima de biomassa e baixo peso ao nascer: Uma análise de tendência espacial e temporal**. 2023. 85 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) – Instituto de Medicina Social Hesio Cordeiro, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Este estudo foi conduzido para investigar a relação entre a exposição da queima de biomassa e o baixo peso ao nascer (BPN), uma condição que pode ter consequências duradouras para o desenvolvimento e saúde infantil. Dada a frequência das queimadas no Brasil, especialmente no bioma Cerrado, uma compreensão mais profunda dessa associação é crucial para o desenvolvimento de políticas de saúde materno-infantil e estratégias de mitigação ambiental que possam proteger as gestantes e seus fetos dos efeitos deletérios da poluição do ar resultante de incêndios florestais. Foi utilizado dados do Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos (SINASC) para avaliar a associação entre a exposição a queimadas de biomassa no estado do Mato Grosso, de 2010 a 2021, e o baixo peso ao nascer (BPN) em nível municipal. Durante o período estudado, foram registrados 660.795 nascidos vivos no estado do Mato Grosso. Às queimadas foram monitoradas por imagens de satélite Landsat 7 e 8. Foi empregado modelo misto binomial longitudinal para estimar o risco de BPN por trimestre de gestação a exposição das queimadas de biomassa. Foi realizada uma análise espacial descritiva por meio do Índice de Moran Local (LISA) entre as áreas queimadas que mostrou a formação de clusters. Foram propostos modelos mistos para áreas de queimadas de 450 km², 400 km² e 350 km² por município de residência da gestante, ajustados por confundidores (covariáveis) disponíveis no SINASC, além de mês e ano. Uma associação significativa foi encontrada apenas no primeiro trimestre de gestação, com uma razão de chance (OR) para BPN de 1,063 (IC 95% 1,006;1,123) para o modelo de 400 km² e de 1,061 (IC 95% 1,001;1,123) para o modelo de 450 km². O modelo para a área de queimada de 350 km² apresentou razão de chance de 1,044 (IC 95% 0,991; 1,100), o qual não foi estatisticamente significativo. Para o intercepto aleatório no nível do município, o maior risco estimado foi de 0,375 (IC 95% 0,215;0,535). A análise da autocorrelação espacial pelo Índice de Moran não mostrou significância para as taxas padronizadas de BPN nos anos de 2010, 2015 e 2021, com valores de -0,015 (p-valor 0,472), 0,138 (p-valor 0,05) e 0,023 (p-valor 0,275), respectivamente. Para a área de queimada (exposição), a correlação espacial foi de 0,492 (p-valor 0,001) em 2010, 0,387 (p-valor 0,001) em 2015 e 0,263 (p-valor 0,001) em 2021. Os resultados deste estudo indicam que o entendimento dos efeitos das queimadas de biomassa sobre o baixo peso ao nascer (BPN), destacando uma correlação entre a exposição a queimadas no primeiro trimestre da gestação e um aumento no risco de BPN. Os resultados destacam a importância da qualidade do ar para a saúde neonatal e pode servir de base para políticas públicas mais eficazes de saúde materna e ambiental, buscando reduzir a exposição a poluentes durante períodos críticos da gestação.

Palavras-chave: baixo peso ao nascer; incêndios florestais; biomassa; modelo misto binomial; Correlação espacial.

ABSTRACT

MARQUES, Márcio Candeias. **Associação entre queima de biomassa e baixo peso ao nascer: Uma análise de tendência espacial e temporal.** 2023. 85 f Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) – Instituto de Medicina Social Hesio Cordeiro, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

This study investigated the relationship between exposure to biomass burning and low birth weight (LBW). This condition can have long-lasting consequences for child development and health. Given the frequency of wildfires in Brazil, especially in the Cerrado biome, a deeper understanding of this association is crucial for developing maternal and child health policies and environmental mitigation strategies that can protect pregnant women and their fetuses from the harmful effects of air pollution resulting from forest fires. Data from the Live Birth Information System (SINASC) were used to assess the association between exposure to biomass burning in Mato Grosso from 2010 to 2021 and low birth weight (LBW) at the municipal level. During the study period, 660,795 live births were recorded in Mato Grosso. The wildfires were monitored by Landsat 7 and 8 satellite images. A longitudinal binomial mixed model was employed to estimate the risk of LBW per gestation trimester due to biomass burning exposure. A descriptive spatial analysis was performed using the Local Moran Index (LISA) among the burned areas, which showed the formation of clusters. Mixed models were proposed for burned areas of 450 km², 400 km², and 350 km² by the municipality of the pregnant woman's residence, adjusted for confounders (covariates) available in SINASC and month and year. A significant association was found only in the first trimester of gestation, with an odds ratio (OR) for LBW of 1.063 (95% CI 1.006;1.123) for the 400 km² model and 1.061 (95% CI 1.001;1.123) for the 450 km² model. The model for the burned area of 350 km² showed an odds ratio of 1.044 (95% CI 0.991; 1.100), which was not statistically significant. For the random intercept at the municipal level, the highest estimated risk was 0.375 (95% CI 0.215;0.535). The analysis of spatial autocorrelation using the Moran Index did not show significance for standardized LBW rates in the years 2010, 2015, and 2021, with values of -0.015 (p-value 0.472), 0.138 (p-value 0.05), and 0.023 (p-value 0.275), respectively. For the burned area (exposure), the spatial correlation was 0.492 (p-value 0.001) in 2010, 0.387 (p-value 0.001) in 2015, and 0.263 (p-value 0.001) in 2021. The results of this study indicate the understanding of the effects of biomass burning on low birth weight (LBW), highlighting a correlation between exposure to burning in the first trimester of gestation and an increased risk of LBW. The results underscore the importance of air quality for neonatal health. They can serve as a basis for more effective maternal and environmental health public policies, aiming to reduce exposure to pollutants during critical gestation periods.

Keywords: low birth weight; forest fires; biomass; binomial mixed model; spatial correlation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Série histórica de focos de calor no Brasil, de 2010 a 2019.....	18
Figura 2 –	Efeitos da Fumaça da Queima de Biomassa na Saúde, segundo a OMS, 1999.....	21
Figura 3 –	Mapa do estado do Mato Grosso, IBGE 2019.....	32
Figura 4 –	Regiões imediatas do estado do Mato Grosso, agrupamentos de municípios relacionados por meio do deslocamento da população para trabalho e estudo, 2017.....	37
Figura 5 –	Regiões Intermediárias do estado do Mato Grosso, agrupamentos articulados por meio de fluxos de gestão pública e econômica, 2017.....	37
Figura 6 –	Mapa dos pesos pelo método queen para o I-Moran.....	39
Figura 7 –	Correlação espacial do I de Moran local, Mato Grosso, 2010.....	50
Figura 8 –	Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA), Mato Grosso, 2010.....	51
Figura 9 –	Correlação espacial do I de Moran local, Mato Grosso, 2015.....	52
Figura 10 –	Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA), Mato Grosso, 2015.....	52
Figura 11 –	Correlação espacial do I de Moran local, Mato Grosso, 2021.....	53
Figura 12 –	Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA), Mato Grosso, 2021...	53
Figura 13 –	Correlação espacial do I de Moran local para BPN, Mato Grosso, 2010.....	54
Figura 14 –	Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA) para BPN, Mato Grosso, 2010.....	55
Figura 15 –	Correlação espacial do I de Moran local para BPN, Mato Grosso, 2015.....	55
Figura 16 –	Mapa dos <i>clusters</i> pelo I de Moran local (LISA) para BPN, Mato Grosso, 2015.....	56

Figura 17 – Correlação espacial do I de Moran local para BPN, Mato Grosso, 2021.....	57
Figura 18 – Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA) para BPN, Mato Grosso, 2021.....	58
Figura 19 – Efeitos aleatórios do modelo por quantis da normal, Mato Grosso, 2010-2021.....	63
Figura 20 – Efeitos aleatórios do modelo misto longitudinal para os parâmetros do tempo por quantis da normal, Mato Grosso, 2010-2021.....	64
Figura 21 – Resíduos aleatórios do modelo misto longitudinal para BPN, Mato Grosso, 2010-2021.....	66

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 –	Poluentes da queima de biomassa e seus efeitos na saúde humana.....	20
Quadro 2 –	Lista dos municípios do estado de Mato Grosso, 2019.....	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Distribuição de características sociodemográficos maternas, nascimentos a termo e pré-termo no estado de Mato Grosso, Brasil, entre 2010 e 2021.....	47
Tabela 2 –	Média do peso ao nascer em gramas no estado de Mato Grosso, Brasil, entre 2010 e 2021.....	48
Tabela 3 –	Intervalo de confiança de 95% para a média do peso no estado de Mato Grosso, Brasil, entre 2010 e 2021.....	49
Tabela 4 –	Estatísticas descritivas dos 10 municípios com menor peso médio ao nascer - Mato Grosso, 2010-2021.....	50
Tabela 5 –	Modelo misto para exposição de 450km ² de queimada no município de residência da gestante, Mato grosso, 2010-2021.....	59
Tabela 6 –	Modelo misto para exposição de 400km ² de queimada no município de residência da gestante, Mato grosso, 2010-2021.....	60
Tabela 7 –	Modelo misto para exposição de 350 km ² , ou mais, de queimada no município de residência da gestante, Mato grosso, 2010-2021.....	60
Tabela 8 –	Parâmetros estimados para os confundidores do modelo longitudinal misto, exposição 400 km ² , Mato Grosso, 2010-2021.....	62
Tabela 9 –	Parâmetros aleatórios do nível do município do modelo misto longitudinal, Mato Grosso, 2010-2021.....	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIG	Apropriados para a Idade Gestacional
BPN	Baixo Peso ao Nascer
CO	Monóxido de Carbono
DATASUS	Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde
EPA	Agência de Proteção Ambiental dos EUA
GIG	Grandes para a idade gestacional
GIS	Sistemas de Informações Geográficas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC95 inf	Intervalo de confiança para 95% inferior
IC95 sup	Intervalo de confiança para 95% superior
IDH-M	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
LISA	Índice de Autocorrelação Espacial Local
NBR	Índice de Queimada Normalizada
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
O ₃	Ozônio
OMS	Organização Mundial de Saúde
OR	Razão de Chances
PIG	Pequenos para idade gestacional
PM _{2,5}	Material particulado 2,5µ
PM ₁₀	Material particulado 10µ
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
QI	Coeficiente de inteligência
RCIU	Retardo do crescimento intrauterino
RdNBR	Índice de Queimada Normalizada com Diferença Relativa
SINAN	Sistema de Informação de Agravos de Notificação
SINASC	Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos
SO ₂	Dióxido de Enxofre

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	13
1	REVISÃO DA LITERATURA	15
1.1	Biomassa, queimadas e incêndios florestais.....	15
1.2	Queimadas e incêndios florestais no Brasil.....	17
1.3	Poluentes e impactos da queima de biomassa: efeitos ambientais e na saúde	18
1.4	Saúde materno-fetal e exposição a poluentes ambientais.....	22
1.5	Peso ao nascer como um indicador de saúde.....	24
1.6	Baixo peso ao nascer e exposição aos poluentes da queima de biomassa.....	25
2	JUSTIFICATIVA	27
3	OBJETIVOS	28
3.1	Geral	28
3.2	Específicos	28
4	MÉTODO	29
4.1	Desenhos do estudo	29
4.2	Critérios de inclusão e exclusão	29
4.3	Caracterização do estudo	29
4.4	Índice de queimada normalizada (NBR – “Normalized Burn Ratio”)	32
4.5	Processamento de Dados do Landsat 8	33
4.6	Análise de Queimadas	33
4.7	Índice de Queimada Normalizada com Diferença Relativa (RdNBR – “Relative difference Normalized Burn Ratio”)	34
4.8	Aplicação do RdNBR	34
4.9	Metodologia de uso de imagens Landsat 8 e 7 como arquivos <i>raster</i>	35
4.10	Regiões imediatas e intermediárias do estado de Mato Grosso	36
4.11	Análise descritiva e Índice de Moran	38
4.12	Teste de homogeneidade qui-quadrado	41
4.13	Metodologia de Modelos Mistos para Baixo Peso ao Nascer	41
4.13.1	<u>Metodologia de Modelos Mistos logístico</u>	<u>43</u>
4.13.2	<u>Comparação de modelos mistos longitudinais</u>	<u>44</u>

4.13.3	<u>Diagnostico do modelo</u>	45
5	RESULTADOS	46
5.1	Correlação espacial da exposição	50
5.2	Correlação espacial do BPN	54
5.3	Modelo misto binomial longitudinal para BPN	58
5.3.1	<u>Adequação do modelo</u>	63
6	DISCUSSÃO	67
	CONCLUSÕES	71
	REFERÊNCIAS	72
	APÊNDICE – Estatísticas descritivas dos municípios ordenado do menor peso médio ao nascer ao maior - Mato Grosso, 2010-2021.....	82

INTRODUÇÃO

A exposição à fumaça de incêndios florestais e queimadas tem se tornado motivo de preocupação para a saúde pública mundial. Está associado a emissão de poluentes atmosféricos que podem resultar em efeitos deletérios à saúde humana e ao meio ambiente. (Chen *et al.*, 2021; Dadvand *et al.*, 2013; Nieuwenhuijsen *et al.*, 2013, MS, 2020).

De fato, a problemática das queimadas e incêndios florestais está intrinsecamente conectada aos desafios ambientais contemporâneos, sobretudo no que diz respeito às mudanças climáticas que tem levado ao aumento da temperatura global e a condições mais secas (Xu *et al.*, 2020). Mudanças climáticas também afetam a queda de raios e relâmpagos, outra fonte de ignição de incêndios naturais (Finney *et al.*, 2018). Associado a isso, com a crescente urbanização das zonas rurais, os incêndios florestais se tornarão mais extremos em termos de hectares queimados, duração e gravidade, e podem interferir nas questões relativas a transportes, comunicações, abastecimento de água e os serviços de energia e gás (Johnston *et al.*, 2012; IPCC, 2019, 2022).

Concomitantemente, observa-se um aumento preocupante no desmatamento em larga escala e práticas agrícolas insustentáveis que aumentam a vulnerabilidade da região a incêndios florestais (Aragão *et al.*, 2018). O desmatamento indiscriminado também exacerbado pelas mudanças climáticas, intensifica a ocorrência de grandes incêndios florestais, situação que talvez não fosse tão comum há 40 ou 50 anos (Requia *et al.*, 2022).

A exposição à fumaça oriunda das queimadas e incêndios florestais, cuja composição é baseada em gases tóxicos e partículas de fuligem – conhecidas como Material Particulado (PM), se destaca como um dos principais vetores de prejuízos à saúde. Essas partículas tóxicas e suspensas contribuem para vários desfechos em saúde tais como aumento da carga de doenças respiratórias, doenças neurológicas, hospitalizações, principalmente em grupos mais suscetíveis como as crianças e idosos (Grant, Runkle, 2022; Naeher *et al.*, 2007). Estudos mostram associação estabelecida com morbimortalidade infantil, além dos efeitos adversos na infância e na vida adulta (Abbafati *et al.*, 2020; Childs *et al.*, 2022; Stanaway *et al.*, 2018). No entanto, a relação com exposição à fumaça de queimadas e incêndios florestais e baixo peso ao nascer (BPN) ainda é pouco estudada no Brasil (Prass *et al.*, 2012; Requia *et al.*, 2022). Esse é um indicador de saúde importante a ser medido tendo em vista as complicações de saúde às quais essas crianças estão

sujeitas. Quanto menor o peso ao nascer e maior a idade gestacional maior chance de óbito no primeiro ano de vida, maior chance de desnutrição no primeiro ano de vida, maior susceptibilidade a infecções (McCormick, 1985; Watkins; Kotecha; Kotecha, 2016; Jornayvaz *et al.*, 2016).

Esse fenômeno, que afeta diversas regiões do globo, é particularmente pertinente no contexto brasileiro, um país que abriga importantes biomas e detém uma das maiores coberturas florestais do planeta. O Estado de Mato Grosso, situado na região Centro-Oeste do Brasil, tem sido um dos mais afetados, por ser um dos estados da região com extenso agronegócio (Luz; Fochezatto, 2023), constituindo um foco significativo de incêndios e queimadas em função da sua extensão territorial de biomas tais como pantanal, cerrado e Amazônia (INPE, 2022). Nessa região, os efeitos nocivos das queimadas à saúde se tornam mais evidentes, o que reforça a relevância em estimar a frequência e a correlação espacial dos casos de Baixo Peso ao Nascer (BPN) com as áreas de queimadas e incêndios florestais. Essas informações são cruciais para a vigilância em saúde e a formulação de políticas públicas, incluindo o desenvolvimento de metodologias preventivas e de combate ao fogo (Da Silva *et al.*, 2014; Mouillot; Field, 2005; Rappold *et al.*, 2017). Do ponto de vista político, compreender a relação entre os incêndios e a saúde da população pode motivar inclusive iniciativas para a promoção de práticas agrícolas mais sustentáveis e políticas mais rigorosas de proteção florestal (ABC RN; Johnston, 2016; Johnston *et al.*, 2012).

Essa dissertação tem como finalidade identificar a associação entre a exposição a queima da biomassa de incêndios e baixo peso ao nascer e com isso chamar atenção para as políticas públicas para a relevância do meio ambiente e a saúde materno infantil. Os resultados obtidos neste estudo podem servir como base para a implementação de medidas eficazes de mitigação/prevenção de incêndios e com isso minimização da exposição das populações à fumaça tóxica resultante e tratamento das consequências adversas de saúde.

1 REVISÃO DA LITERATURA

1.1 Biomassa, queimadas e incêndios florestais

Biomassa é definida como a totalidade da massa de matéria viva, seja animal ou vegetal, presente em um equilíbrio específico em uma dada região da superfície terrestre. Do ponto de vista energético, a biomassa inclui toda a massa orgânica que pode ser convertida em combustível ou utilizada para a sua produção. Combustíveis fósseis, como petróleo, carvão e gás natural, apesar de também derivarem de matéria orgânica, não são classificados como biomassa. Isso se deve ao fato de que a formação desses combustíveis exige milhares de anos, impedindo sua renovação a curto prazo (Eckert *et al.*, 2013; Novotny *et al.*, 2015).

A biomassa pode ser categorizada em dois principais grupos: (1) biomassa tradicional, composta essencialmente por lenha e resíduos naturais, e (2) biomassa moderna, originária de processos tecnológicos avançados e eficientes. A biomassa moderna inclui biocombustíveis líquidos, briquetes e pellets, cogeração (como o bagaço de cana-de-açúcar), e cultivos especializados de certas espécies, como florestas plantadas e cana-de-açúcar (Marafon *et al.*, 2016).

A queima de biomassa, seja para geração de energia em usinas termelétricas ou por meio de queimadas e incêndios florestais, é um dos principais contribuintes para a emissão de poluentes atmosféricos e gases de efeito estufa globalmente. Essa queima frequentemente resulta na exposição humana a altos níveis de diversos poluentes atmosféricos (Schwela *et al.*, 1999; WHO, 2019). O fogo que consome madeira, gramíneas e outras formas de biomassa, naturais ou não, pode ser classificado como “queimada florestal” ou “incêndio florestal”.

Se a combustão é utilizada como método de manejo em atividades agropastoris ou florestais, com objetivos de limpar a vegetação ou preparar o solo para a agricultura ou pecuária em uma área delimitada, ela é denominada “queimada florestal”. Por outro lado, quando a combustão ocorre de maneira descontrolada, consumindo toda ou parte de qualquer tipo de vegetação (floresta, pastagem ou pradaria), iniciada naturalmente (por exemplo, por raios) ou por intervenção humana, é classificada como “incêndio florestal”.

(Conceição *et al.*, 2020; Ribeiro; Assunção, 2002; Zanin *et al.*, 2022). Cerca de 50% dos incêndios florestais registrados têm origens desconhecidas (Knorr *et al.*, 2017; WHO, 2019; “Wildfires”, [s.d.]).

Atualmente, a incidência e extensão de incêndios florestais no mundo têm aumentado em comparação com as últimas décadas. Tyukavina *et al.* (2022) identificaram que os incêndios florestais causaram a perda anual de três milhões de hectares a mais de cobertura florestal em 2021 comparado a 2001 – uma área equivalente ao território da Bélgica – e foram responsáveis por mais de um quarto de toda a perda de cobertura vegetal dos últimos 20 anos. Além disso, identificaram uma tendência global de aumento na perda de florestas devido a incêndios de 2001 a 2019, impulsionada por aumentos quase uniformes nos trópicos, regiões subtropicais e temperadas da Austrália, e Eurásia boreal (Tyukavina *et al.*, 2022).

O desmatamento, principal fator antrópico relacionado ao aumento do número de queimadas e incêndios florestais, ocorre geralmente devido à ignição de fogo na vegetação remanescente, frequentemente de forma ilegal, após a remoção das árvores de maior valor (Zanin *et al.*, 2022). Além do desmatamento, as mudanças climáticas, caracterizadas pelo aquecimento global e por secas mais prolongadas e severas nas últimas décadas, têm criado condições propícias para incêndios florestais. Essas condições reduzem a resiliência das florestas ao fogo e aumentam a inflamabilidade dos combustíveis/biomassa, o que leva a uma maior ocorrência de incêndios florestais de grandes proporções, um fenômeno observado em escala surpreendente nos anos recentes (Bekkar *et al.*, 2020; Jolly *et al.*, 2015; Requia *et al.*, 2022; Xu *et al.*, 2020).

Nas florestas tropicais e ombrófilas, como as Florestas Amazônica e Atlântica, os incêndios florestais são responsáveis por seis a nove por cento das perdas nas primeiras (florestas tropicais) e sete a nove por cento nas ombrófilas (Tyukavina *et al.*, 2022). As causas mais comuns dessas perdas florestais são o desmatamento para o cultivo de commodities e a agricultura itinerante, que tornam as florestas tropicais menos resilientes e mais suscetíveis ao fogo, uma vez que essas atividades resultam em temperaturas mais altas e ressecamento da vegetação (“WRI Brasil”, [s.d.]).

Embora as queimadas ocorram ao longo do ano a fim de preparar áreas para a agricultura, pecuária ou especulação imobiliária, elas tendem a atingir o pico durante a estação seca. As secas, diminuem a capacidade das florestas de absorver e armazenar carbono, resultando em uma maior mortalidade de árvores e aumentando a respiração

autotrófica¹, o que favorece a ocorrência de incêndios florestais. Quando uma floresta é queimada, pode liberar séculos de carbono armazenado na forma de dióxido de carbono, um dos principais gases de efeito estufa que impulsionam as mudanças climáticas (RIGHTS WATCH, 2020).

As projeções para as regiões onde ocorrem os focos de calor sugerem que os regimes de fogo se intensificaram e que, em razão das mudanças climáticas projetadas para essas regiões, as quais as tornam mais secas e inflamáveis, a área queimada por incêndios florestais dobrará até 2050 (UNITED STATES., 2020).

Outra fonte de incêndios florestais são os relâmpagos e raios, influenciam a química atmosférica e impactam na incidência de incêndios florestais naturais (Finney *et al.*, 2018).

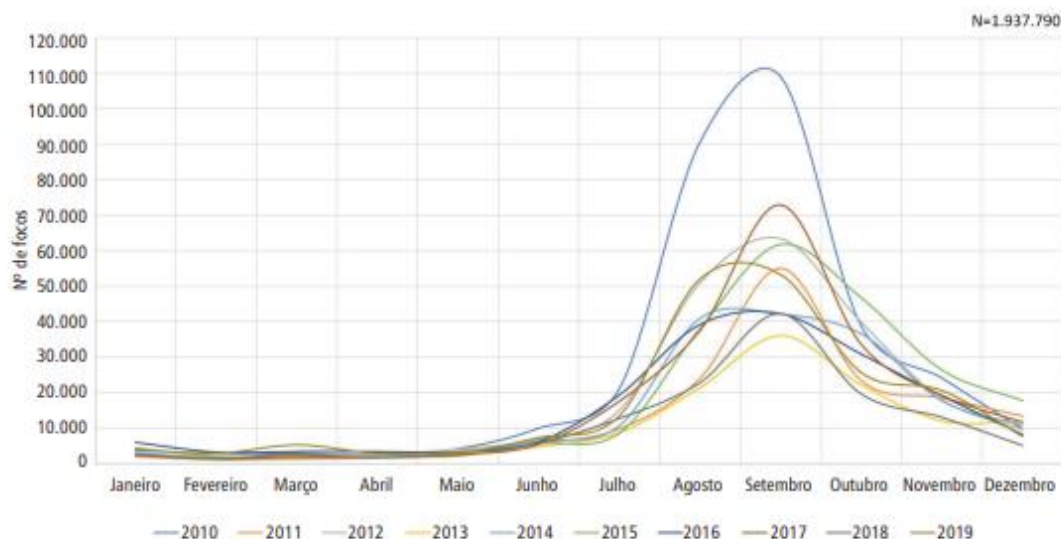
1.2 Queimadas e incêndios florestais no Brasil

O Brasil tem desempenhado um papel proeminente em relação às queimadas e incêndios florestais nos últimos anos (Cardil *et al.*, 2019; Tyukavina *et al.*, 2022). De acordo com dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), agência responsável pelo monitoramento e controle de queimadas no Brasil, a América do Sul apresentou um total de 325.334 focos de queimadas em 2021. Apesar da redução de 17% no número de focos de queimadas na América do Sul entre 2020 e 2021, o Brasil foi responsável por 184.081 desses focos, o que correspondendo a 56,6% do total em 2021. Entre as unidades federativas, Mato Grosso se destacou com 43.559 focos (23,7 %) de queimadas, seguido pelo estado do Pará com 28.357 focos (15,4%) em 2021. Esses dois estados, que juntos representam 25,25% do território nacional, foram responsáveis por 39,1% de todos os focos de queimadas registrados no Brasil em 2021. Dentre os três biomas existentes no estado do Mato Grosso - Pantanal, Cerrado e Amazônia - o Pantanal, que totaliza cerca de 60.885km² representando 6,8% do território matogrossenses, é o mais afetado pelas queimadas, representando 35% da área total do bioma (“INPE”, 2022).

¹ Autotrófica é um termo que se refere a seres vivos capazes de produzir seu próprio alimento a partir de substâncias inorgânicas que eles retiram do meio em que vivem. Essa forma de nutrição é chamada de nutrição autotrófica

Dados do INPE (2020) mostram que no Brasil, todos os anos, no período entre os meses de junho e novembro, meses de seca na região, há aumento de registro dos focos de calor (MS, 2020) (Figura 1).

Figura 1 - Série histórica de focos de calor no Brasil, de 2010 a 2019.



Fonte: Inpe, Portal de Monitoramento de Queimadas e Incêndios, acesso 15/8/2020.

1.3 Poluentes e impactos da queima de biomassa: efeitos ambientais e na saúde

Os poluentes emitidos pelas queimadas e incêndios florestais incluem materiais particulados (PM10 e PM2.5), dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO₂, NO), monóxido de carbono (CO), carbono negro (Black Carbon - BC), compostos aromáticos e ozônio (O₃). Embora o ozônio não seja um poluente primário, a inalação desses gases pode provocar a liberação de radicais livres associados à morbimortalidade por cardiopatias e doenças respiratórias (Conceição *et al.*, 2020; Ignotti *et al.*, 2007; Jacobson *et al.*, 2014).

A fumaça de queimadas é composta principalmente por material particulado: PM10 (material particulado com diâmetro <10µm) e, PM2.5 (material particulado com diâmetro <2,5µm) (Aguilera *et al.*, 2021; Burke *et al.*, 2021 *apud* Heft-Neal *et al.*, 2022; Makkonen *et al.* 2010 *apud* Xu *et al.*, 2020, Naeher *et al.*, 2007; Nepogodiev *et al.*, 2020). Comparativamente à poluição do ar urbana que resulta principalmente da combustão de combustíveis fósseis; a fumaça de incêndios florestais apresenta partículas de menor de

diâmetro, mais substâncias com poder oxidativo (compostos oxigenados, hidrocarbonetos policíclicos, quinonas) e componentes pró-inflamatórios (aldeídos, óxidos de nitrogênio); potencializando seus efeitos tóxicos (Xu *et al.*, 2020).

A exposição ao material particulado tem sido um dos principais determinantes ambientais de saúde (Abbafati *et al.*, 2020, Global Burden Disease, 2019; Lu, Xu, Cheng, 2015), estimando-se que cause milhões de mortes prematuras mundialmente e 48.000 mortes nos EUA a cada ano (Childs *et al.*, 2022;). A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA, 2009) concluiu, em sua mais recente síntese e avaliação da literatura científica, que existe uma relação causal entre exposições de curto e longo prazo ao material particulado e efeitos cardiovasculares e mortalidade, além de uma provável relação causal com problemas respiratórios. Vários estudos demonstram que o risco de PM_{2.5} não é igualmente distribuído, com certos grupos dentro da população sendo mais sensíveis aos efeitos adversos à saúde do que outros (Bell *et al.* 2013; Sacks *et al.* 2011).

Os materiais particulados podem penetrar profundamente nos pulmões e entrar na corrente sanguínea, desencadeando graves problemas pulmonares (Dockery; Pope, 2020; Oliveira *et al.*, 2011; Schwartz; Dockery, 1992; Xu *et al.*, 2020). O PM_{2.5}, devido ao seu pequeno tamanho e grande área de superfície, é facilmente transportado e é particularmente perigoso e tóxico (Abbafati *et al.*, 2020). Estas partículas podem permanecer na atmosfera e viajar grandes distâncias (Meng *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2011; Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca. Rio De Janeiro, 2011).

Apesar dos numerosos estudos epidemiológicos estabelecendo associações entre a exposição ao PM_{2.5} ambiental e a saúde humana (Dockery *et al.*, 1993; Dockery; Pope, 2020; Scroggins, 2017), poucos estudos se concentraram especificamente na fumaça de incêndios florestais (Rappold *et al.*, 2017; Stowell *et al.*, 2019). No entanto, há evidências de que a exposição às partículas da fumaça dos incêndios pode ser ainda mais tóxica para a saúde do que a exposição ao material particulado de outras fontes. Os incêndios florestais, por meio da queima de biomassa natural, também produzem uma variedade de poluentes, incluindo dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono, PM₁₀, todos potencialmente prejudiciais à saúde humana (Aguilera *et al.*, 2021; Naeher *et al.*, 2007; Wegesser; Pinkerton; Last, 2009) (Quadro 1).

Quadro 1 - Poluentes da queima de biomassa e seus efeitos na saúde humana.

Poluente	Efeitos em Saúde Humana
Material Particulado (PM)	Problemas respiratórios
Dióxido de Enxofre (SO ₂)	Irritante p vias respiratórias. Falta de ar. Tosse.
	Agrava bronquite e asma
Monóxido de Carbono (CO)	Dificuldade respiratória. Asfixia
Óxidos de Nitrogênio (NO) (NO ₂)	Problemas respiratórios. Edema Pulmonar
Ozônio (O ₃)	Irritante vias oculares e respiratórias. Reduz função pulmonar
	Agrava bronquite e asma

Fonte: Adaptado de Naeher *et al.*, 2007.

Os incêndios florestais e queimadas são uma forma de poluição ambiental, sem dúvida, uma preocupação global devido aos diversos impactos negativos que causam. Além de prejudicar a biodiversidade - provocando danos à fauna e à flora - esses eventos contribuem significativamente para a poluição do ar, liberando na atmosfera gases que contribuem para o aquecimento global (Childs *et al.*, 2022; Mouillot; Field, 2005).

Adicionalmente, as queimadas e incêndios florestais emitem uma quantidade substancial de poluentes atmosféricos que têm a capacidade de viajar grandes distâncias. Isso significa que, mesmo regiões distantes do local original do incêndio podem sofrer com a deterioração da qualidade do ar e do solo, bem como com os impactos na saúde humana (Childs *et al.*, 2022; Lioussse *et al.*, 2010). Estudo de Kollanus *et al.*, 2016, mostra que eventos de saúde associados a doenças e mortes ocorreram em até 1000 km de distância da origem da fumaça do incêndio florestal.

A exposição à fumaça de queima de biomassa está associada a eventos que vão desde aumento de consultas médicas, idas a emergência e hospitalizações em função de irritações oculares, asma e agravos respiratórios até condições mais graves, como doenças cardiovasculares e doenças pulmonares obstrutivas crônicas (Xu *et al.*, 2020). A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que, em 2016, a poluição do ar por partículas finas (PM_{2.5}), que aumenta significativamente durante eventos de queimadas, foi responsável por cerca de 4,2 milhões de mortes prematuras em todo o mundo (“Ambient (outdoor) air pollution”, [s.d.]; WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2018). Em um estudo global recente, foi descoberto que 33,6% do total de mortes por doenças respiratórias crônicas em 2019 foi atribuído à exposição ao PM_{2.5} (Abbafati *et al.*, 2020; Stanaway *et al.*, 2018). É importante observar, como mencionado pela OMS, que apenas uma parcela relativamente pequena das pessoas cuja saúde é adversamente afetada pelas

queimadas resultará em internações hospitalares. No entanto, isso não diminui a gravidade do impacto desses eventos respiratórios na saúde da população global (Figura 2).

Figura 2 - Efeitos da Fumaça da Queima de Biomassa na Saúde, segundo a OMS, 1999.



Fonte: (Rights Watch, 2020).

A exposição à fumaça de queimadas impacta de maneira mais acentuada comunidades vulneráveis² e grupos mais sensíveis, como crianças (incluindo bebês e crianças pequenas), gestantes e fetos, pessoas de meia-idade (45 a 59 anos), idosos (maiores de 65 anos), pessoas com doenças pulmonares e/ou cardíacas, fumantes (ativos e passivos), trabalhadores em profissões propensos a doenças ocupacionais e populações socialmente vulneráveis (Childs *et al.*, 2022; Gonçalves; De Castro; Hacon, 2012; Ignotti *et al.*, 2007; Jacobson, *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2011; XU *et al.*, 2020).

O estudo de Ageo (Da Silva *et al.*, 2014) Analisa a relação entre a exposição a poluentes do ar, especificamente material particulado fino (PM2.5) e monóxido de carbono (CO), e o baixo peso ao nascer (BPN) em termos (bebês nascidos após a gestação completa) na região amazônica brasileira. A pesquisa utilizou dados de um estudo de coorte retrospectivo baseado na população, incluindo informações sobre nascimentos registrados no Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos (SINASC) entre 2006 e 2010. O estudo focou em municípios da região amazônica com monitoramento da qualidade do ar, permitindo a análise da exposição a PM2.5 e CO durante a gravidez. Os resultados indicaram que há uma associação significativa entre a exposição a níveis

² Comunidades com baixo acesso a serviços de saúde e desenvolvido socioeconômico.

elevados de PM_{2.5} e CO no terceiro trimestre de gestação e o aumento do risco de BPN em termos. Os resultados sugerem que a poluição do ar na região amazônica, em grande parte proveniente de queimadas e outras fontes de combustão de biomassa, pode ser um fator de risco importante para o BPN.

No Brasil, a situação é especialmente preocupante. As queimadas têm causado impactos significativos na saúde da população, particularmente nas regiões da Amazônia e do Pantanal, que vêm sofrendo incêndios florestais recorrentes. Estas áreas registram um aumento substancial na incidência de doenças respiratórias. Segundo o Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN) (Brasil, 2018), houve um aumento de 48% nos casos de doenças respiratórias na região da Amazônia durante a temporada de queimadas de 2019 em comparação com o mesmo período do ano anterior (Fiocruz, 2020).

Além disso, um estudo realizado por Ignotti *et al.* (2010) demonstrou que as internações por doenças respiratórias em crianças na região amazônica aumentaram significativamente durante a estação de queimadas (Ignotti *et al.*, 2010a).

Esses impactos sobre a saúde pública brasileira evidenciam a urgência de políticas eficazes de prevenção e controle de incêndios florestais. Também reforça a necessidade de preparar os serviços de saúde para tratar eficientemente os efeitos negativos na saúde causados por tais eventos (Fiocruz, 2020; WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2018). A situação é uma lembrança clara de que os incêndios florestais são mais do que uma questão de gestão ambiental, são também uma questão de saúde pública de alta relevância.

1.4 Saúde materno-fetal e exposição a poluentes ambientais

Durante a gravidez, o feto passa por um período de proliferação celular, diferenciação e rápido desenvolvimento de órgãos. Nesta fase, ele é extremamente vulnerável a toxinas atmosféricas, que podem causar danos diretos ou afetar a função da placenta (Dejmek *et al.*, 2000). Notavelmente, as mulheres grávidas têm um aumento de aproximadamente 50% na taxa de ventilação alveolar, o que resulta em maior absorção de poluentes inalados (Yuan *et al.*, 2020).

Gestantes e recém-nascidos são particularmente suscetíveis à exposição a poluentes do ar, uma situação alarmante para a saúde pública. A saúde dos recém-nascidos é

influenciada por fatores genéticos, ambientais e sociais, incluindo a saúde materna durante a gravidez.

A exposição transplacentária direta, assim como as mudanças adversas na saúde da mãe, pode prejudicar a saúde fetal (Glinianaia *et al.*, 2004; Klepac *et al.*, 2018; Victora *et al.*, 2008). Conforme o Relatório do Estado Global do Ar de 2020, quase 500.000 bebês morreram no primeiro mês após o nascimento em 2019 devido à exposição à poluição do ar, principalmente na África subsaariana e na Ásia, com dois terços dessas mortes associadas à poluição do ar doméstico (“State of Global Air 2020”).

Mecanismos biológicos como inflamação, estresse oxidativo, desregulação endócrina, dano ao DNA, encurtamento dos telômeros, alterações epigenéticas e metabólicas, vasculares e endoteliais estão implicados na toxicidade dos poluentes atmosféricos para gestantes e fetos (Basílio *et al.*, 2022). Especificamente, a exposição ao PM_{2.5} tem sido associada a resultados adversos na saúde de gestantes e fetos, incluindo parto prematuro e baixo peso ao nascer (BPN). Estudos indicam que a exposição no terceiro trimestre é particularmente crítica (Yuan *et al.*, 2020). Os efeitos do PM_{2.5} envolvem estresse oxidativo, inflamação pulmonar e placentária, alterações na coagulação, disfunção endotelial e metabólica, alterações na pressão arterial e alterações epigenéticas (Basílio *et al.*, 2022; Kannan *et al.*, 2006).

Várias pesquisas confirmam associações significativas entre a exposição a poluentes e os riscos à saúde materno-fetal. Por exemplo, a exposição ao PM_{2.5} ou ozônio foi relacionada a um aumento no risco de parto prematuro em 79% dos estudos (19 de 24) e ao aumento do risco de baixo peso ao nascer (BPN) em 86% dos estudos (25 de 29) (Bekkar *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2020; Meng *et al.*, 2021). O monóxido de carbono, por exemplo, atravessa a barreira placentária e se liga à hemoglobina fetal 10 vezes mais rapidamente do que à hemoglobina adulta (Da Silva *et al.*, 2014; Ritz; Yu, 1999). Um estudo realizado no Rio de Janeiro encontrou uma associação entre a poluição do ar e o aumento de BPN, especialmente quando as mães foram expostas a níveis moderados ou altos de poluentes no primeiro e terceiro trimestres de gestação (Junger; de Leon, 2007).

Uma metanálise de 54 estudos de coorte vinculou baixo peso ao nascer à exposição materna a seis poluentes do ar (PM_{2.5}, PM₁₀, CO, NO, SO₂ e O₃), com os efeitos variando conforme o trimestre da gravidez (Li *et al.*, 2020). Adicionalmente, a exposição a níveis elevados de monóxido de carbono ambiental (>5,5 ppm) durante o último trimestre

de gravidez foi associada a um aumento do risco de BPN, com uma razão de chances de 1,22 (intervalo de confiança de 95%: 1,03-1,44) (Ritz; Yu, 1999).

Essas evidências destacam a necessidade crítica de estratégias de mitigação da poluição do ar para proteger a saúde materno-fetal. A exposição a poluentes atmosféricos durante a gravidez pode aumentar o risco de parto prematuro e BPN, reforçando a importância de abordagens preventivas e políticas de saúde pública.

1.5 Peso ao nascer como um indicador de saúde

O peso ao nascer é um indicador crucial da saúde neonatal e tem implicações significativas para a saúde e o desenvolvimento ao longo da vida. A OMS estabelece várias categorias de peso ao nascer. Recém-nascidos com mais de 4000 gramas são considerados "macrossômicos" (grandes para a idade gestacional - GIG), enquanto aqueles com peso entre 3000-3999 gramas são classificados de "peso adequado ao nascer". Aqueles entre 2500-2999 gramas são considerados "inadequados ou de peso de nascimento insuficiente", e recém-nascidos com menos de 2500 gramas são classificados como de baixo peso ao nascer. Novas diretrizes da OMS sobre qualidade do ar reduzem valores seguros para poluição (As Nações Unidas no Brasil", [s.d.]; "Novas Diretrizes Globais de Qualidade do Ar da OMS visam salvar milhões de vidas da poluição atmosférica - OPAS/OMS | Organização Pan-Americana da Saúde", [s.d.]; OMS, 2019; OMS, 2022).

No Brasil, uma análise recente dos dados da OMS (World Health Organization, 2022) revelou que aproximadamente 8,7% dos bebês nascem com baixo peso. Há variações notáveis entre diferentes regiões e grupos socioeconômicos (Szwarcwald *et al.*, 2016), ressaltando a necessidade de intervenções eficazes de saúde pública para melhorar o cuidado materno e neonatal, otimizando o peso ao nascer e aprimorando os resultados de saúde a longo prazo.

Os recém-nascidos de baixo peso são frequentemente associados à prematuridade e/ou retardo do crescimento intrauterino (RCIU). Enquanto a prematuridade está mais relacionada a fatores biológicos maternos, o RCIU é comumente ligado a fatores socioeconômicos (Figuerola Pedraza, 2014).

Crianças de baixo peso enfrentam uma variedade de complicações e têm maior risco de enfrentar desafios de saúde na infância e vida adulta. Quanto menor o peso ao nascer e maior a idade gestacional, maior é a probabilidade de óbito no primeiro ano de vida, desnutrição e susceptibilidade a infecções (McCormick, 1985; Watkins; Kotecha, 2016; Jornayvaz *et al.*, 2016). Além disso, BPN pode levar a problemas cognitivos, menor coeficiente de inteligência (QI), atrasos no desenvolvimento e maior risco de doenças crônicas na idade adulta, como diabetes, hipertensão, obesidade, asma e doenças cardíacas (Figuerola Pedraza 2014; Gu *et al.*, 2017; Victora *et al.*, 2008; Vilanova *et al.*, 2019).

Dada a sua associação com a mortalidade neonatal e infantil, morbidade durante a infância e seu impacto na saúde pública, o peso ao nascer é, possivelmente, um dos fatores mais importantes na carga global de doenças (Abbafati *et al.*, 2020; Stanaway *et al.*, 2018; Yuan *et al.*, 2020).

1.6 Baixo peso ao nascer e exposição aos poluentes da queima de biomassa

Embora haja informações consideráveis entre a exposição à matéria particulada e os impactos na saúde materna, estudos específicos sobre os efeitos dos poluentes da queima de biomassa no baixo peso ao nascer (BPN) ainda são limitados (Abdo *et al.*, 2019; Holstius *et al.*, 2012; McCoy e Zhao, 2016; O'Donnell e Behie, 2015; O'Donnell e Behie, 2013; Prass *et al.*, 2012). As evidências atuais indicam que a exposição materna a poluentes de incêndios florestais pode impactar negativamente o feto em diferentes estágios da gravidez. Por exemplo, o estudo de Holstius *et al.*, 2012, revelou que bebês nascidos de gestantes expostas ao incêndio florestal na Califórnia em 2003, durante o segundo e terceiro trimestre da gestação, apresentaram menores pesos ao nascer em comparação com bebês da mesma região nascidos antes ou nove meses após o incêndio.

Um estudo realizado por Requia *et al.*, 2022, sugere que a fumaça de incêndios florestais no Brasil afeta gestantes no primeiro trimestre de gravidez nas regiões Sul e Centro-Oeste, aumentando o risco de BPN em bebês a termo. Outras pesquisas associam as concentrações ambientais de CO, NO₂, SO₂ e PM durante o primeiro trimestre de gestação ao BPN (Ha *et al.*, 2001; Joseph e Kramer, 1996). Além disso, a exposição no final da

gravidez tem sido vinculada a partos prematuros e à redução do peso ao nascer (Amjad *et al.*, 2021).

Existem duas vias etiológicas principais que podem explicar a relação entre a exposição à fumaça de incêndios e queimadas e o BPN: a biológica (relacionada à exposição à PM e gases) e a psicológica (devido ao estresse causado diretamente ou indiretamente pelas consequências do incêndio). A combinação destas duas vias também é possível. Os efeitos biológicos incluem hipóxia, estresse oxidativo (devido à PM e CO), alterações na membrana materno-placentária, desregulação endócrina, comprometimento dos mecanismos maternos de defesa, aumento de infecções e declínio da função pulmonar.

A criação de uma escala espacial para mapear os municípios mais expostos à fumaça da queima de biomassa, especialmente durante os períodos de seca, é vital para a formulação de políticas públicas preventivas. Além disso, entender os padrões espaciais e temporais dessa exposição e seus impactos na saúde é crucial para avaliar os efeitos sobre o BPN (Gordis, 2013; Nieto-Betancurt *et al.*, 2021; Rothman; Greenland; Lash, 2011).

2 JUSTIFICATIVA

A exposição a poluentes ambientais, incluindo a fumaça de incêndios florestais, tem sido associada a diversos desfechos adversos da gravidez, notavelmente o baixo peso ao nascer. Especificamente, a exposição à fumaça de incêndios florestais, rica em partículas de fuligem tóxica ou material particulado conhecido como PM_{2.5}, representa um risco crescente à saúde em diversas partes do mundo (Childs *et al.*, 2022; Nieuwenhuijsen *et al.*, 2013).

Em regiões como o Brasil, onde os incêndios florestais são um problema crescente, principalmente devido ao aumento do desmatamento e às mudanças climáticas, a compreensão dos impactos desses incêndios na saúde pública se torna ainda mais premente. Incêndios que talvez fossem menos comuns há 40 ou 50 anos, hoje representam uma ameaça significativa à saúde, especialmente em estados propensos a incêndios como o Mato Grosso (Requia *et al.*, 2022). A necessidade de traduzir esses impactos em uma escala espacial ampla para áreas mais propensas a incêndios florestais é crucial.

Este estudo visa contribuir com evidências epidemiológicas relevantes para a comunidade de saúde pública e formuladores de políticas, enfocando na associação entre a exposição à fumaça de incêndios florestais e o BPN, especialmente no estado de Mato Grosso. Embora existam pesquisas anteriores que relacionam a poluição do ar ao baixo peso ao nascer, estudos específicos sobre o efeito da fumaça de incêndio florestal no BPN são limitados no Brasil (Prass *et al.*, 2021; Requia *et al.*, 2022).

No estado do Mato Grosso, a correlação espacial entre os casos de baixo peso ao nascer e as áreas afetadas por queimadas florestais é particularmente relevante. Estimar essa correlação é importante para o monitoramento e vigilância em saúde, visando desenvolver estratégias eficazes para proteger a saúde materno-infantil em regiões afetadas por incêndios florestais (MOUILLOT; FIELD, 2005).

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Analisar a associação entre queima de biomassas (queimadas e incêndios florestais) e baixo peso ao nascer em municípios do estado do Mato Grosso, Brasil, no período de 2010 a 2021.

3.2 Específicos

- a) estimar a extensão das áreas de queimadas e incêndios florestais em municípios do estado do Mato Grosso;
- b) descrever as características sociodemográficas maternas, nascimentos a termo e pré-termo no estado de Mato Grosso, Brasil no período de 2010 a 2021;
- c) identificar padrão de distribuição de clusters anos de 2010, 2015 e 2021 à extensão das áreas de queimadas e incêndios florestais e o baixo peso ao nascer.

4 MÉTODO

4.1 Desenhos do estudo

1. Estudo ecológico. Análise espacial das taxas incidência padronizadas de baixo peso ao nascer nos municípios do estado do Mato Grosso no período de 2010 a 2021. Padronização pelo método direto usando a população brasileira Censo de 2010 como padrão, por 1.000 habitantes dos casos.

$$Taxa\ padronizada = \frac{Nascimentos\ de\ baixo\ peso\ por\ faixa\ etária}{Gestantes\ por\ faixa\ etária} * 1000$$

2. Estudo observacional de seguimento retrospectivo: análise retrospectiva dos dados de um grupo de indivíduos ao longo de um certo período (2010 a 2021). Nesse estudo, o grupo de interesse é definido por gestantes expostas a queimadas nos seus municípios de residência, e o desfecho analisado é o nascimento de bebês com baixo peso (BPN).

4.2 Critérios de inclusão e exclusão

Como critério de inclusão foram utilizados dados de gestantes dos 141 municípios do estado de Mato Grosso de 2010 a 2021.

Contudo, foram excluídos municípios ou dados onde havia informações incompletas, inconsistentes que poderiam comprometer a integridade da análise.

4.3 Caracterização do estudo

Foram utilizados dados longitudinais anônimos agregados de registros de dados secundários do Sistema de Informação sobre Nascidos Vivos (“Sistema de Informações

sobre Nascidos Vivos (SINASC) - CGIAE - DAENT - SVS/MS”, 2022). O local de residência (município de residência), foram obtidos do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde - DATASUS (BRASIL, 2020). Para os desfechos em saúde foram utilizados todos os nascidos vivos com menos de 2500 gramas. Para compor a população de gestantes no estudo foi utilizado os nascidos vivos como aproximação.

Os dados foram agregados por idade das gestantes do estado do Mato Grosso no período de 2010 a 2021. O estado de Mato Grosso, capital Cuiabá, está localizado na região Centro Oeste do Brasil. O estado possui uma população estimada de 3.567.234 pessoas em 2021 com 903.357 km² e densidade demográfica em 2010 de 3,36 hab./km², (IBGE. Panorama - IBGE Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>.)

As unidades de análise foram os 141 municípios do estado (Quadro 2 e Figura 3). Os dados populacionais serão obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019) por municípios para os anos censitários e para os demais anos serão utilizados a projeção do DATASUS (DATASUS, 2019).

Para a análise das variáveis explicativas, será utilizado o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH-M) presente no Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) de 2010 disponível no Atlas de Desenvolvimento Humano no Brasil. Será considerada a área de queimada nos municípios de forma mensal para a construção da variável indicadora para análise de intervenção (Meng *et al.*, 2021; Nieto-Betancurt *et al.*, 2021).

As taxas de BPN, utilizando o número de nascidos vivos como população base, serão descritas em tabelas e gráficos para os anos de 2010, 2015 e 2021 do período estudado.

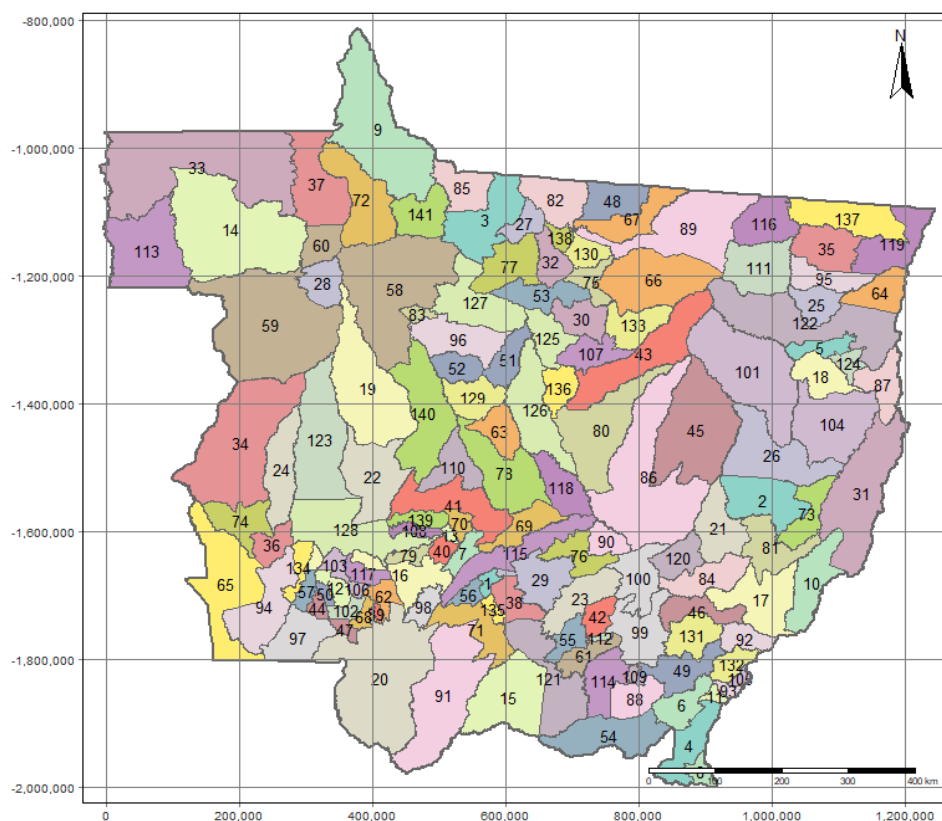
Quadro 2 - Lista dos municípios do estado de Mato Grosso, 2019.

1-Acorizal	31-Cocalinho	61-Juscimeira	91-Poconé	121-Santo Antônio do Leverger
2-Água Boa	32-Colíder	62-Lambari D'Oeste	92-Pontal do Araguaia	122-São Félix do Araguaia
3-Alta Floresta	33-Colniza	63-Lucas do Rio Verde	93-Ponte Branca	123-Sapezal
4-Alto Araguaia	34-Comodoro	64-Luciara	94-Pontes e Lacerda	124-Serra Nova Dourada
5-Alto Boa Vista	35-Confresa	65-Vila Bela da Santíssima Trindade	95-Porto Alegre do Norte	125-Sinop
6-Alto Garças	36-Conquista D'Oeste	66-Marcelândia	96-Porto dos Gaúchos	126-Sorriso
7-Alto Paraguai	37-Cotriguaçu	67-Matupá	97-Porto Esperidião	127-Tabaporã

8-Alto Taquari	38-Cuiabá	68-Mirassol d'Oeste	98-Porto Estrela	128-Tangará da Serra
9-Apiacás	39-Curvelândia	69-Nobres	99-Poxoréu	129-Tapurah
10-Araguaiana	40-Denise	70-Nortelândia	100-Primavera do Leste	130-Terra Nova do Norte
11-Araguainha	41-Diamantino	71-Nossa Senhora do Livramento	101-Querência	131-Tesouro
12-Araputanga	42-Dom Aquino	72-Nova Bandeirantes	102-São José dos Quatro Marcos	132-Torixoréu
13-Arenópolis	43-Feliz Natal	73-Nova Nazaré	103-Reserva do Cabaçal	133-União do Sul
14-Aripuanã	44-Figueirópolis D'Oeste	74-Nova Lacerda	104-Ribeirão Cascalheira	134-Vale de São Domingos
15-Barão de Melgaço	45-Gaúcha do Norte	75-Nova Santa Helena	105-Ribeirãozinho	135-Várzea Grande
16-Barra do Bugres	46-General Carneiro	76-Nova Brasilândia	106-Rio Branco	136-Vera
17-Barra do Garças	47-Glória D'Oeste	77-Nova Canaã do Norte	107-Santa Carmem	137-Vila Rica
18-Bom Jesus do Araguaia	48-Guarantã do Norte	78-Nova Mutum	108-Santo Afonso	138-Nova Guarita
19-Brasnorte	49-Guiratinga	79-Nova Olímpia	109-São José do Povo	139-Nova Marilândia
20-Cáceres	50-Indiavaí	80-Nova Ubiratã	110-São José do Rio Claro	140-Nova Maringá
21-Campinápolis	51-Ipiranga do Norte	81-Nova Xavantina	111-São José do Xingu	141-Nova Monte Verde
22-Campo Novo do Parecis	52-Itanhangá	82-Novo Mundo	112-São Pedro da Cipa	
23-Campo Verde	53-Itaúba	83-Novo Horizonte do Norte	113-Rondolândia	
24-Campos de Júlio	54-Itiquira	84-Novo São Joaquim	114-Rondonópolis	
25-Canabrava do Norte	55-Jaciara	85-Paranaíta	115-Rosário Oeste	
26-Canarana	56-Jangada	86-Paranatinga	116-Santa Cruz do Xingu	
27-Carlinda	57-Jauru	87-Novo Santo Antônio	117-Salto do Céu	
28-Castanheira	58-Juara	88-Pedra Preta	118-Santa Rita do Trivelato	
29-Chapada dos Guimarães	59-Juína	89-Peixoto de Azevedo	119-Santa Terezinha	
30-Cláudia	60-Juruena	90-Planalto da Serra	120-Santo Antônio do Leste	

Fonte: Adaptado de IBGE, 2019.

Figura 3 – Mapa do estado do Mato Grosso, IBGE 2019.



Fonte: IBGE, 2019.

4.4 Índice de queimada normalizada (NBR – “Normalized Burn Ratio”)

O Índice de Queimada Normalizada (NBR) é uma medida derivada de bandas espectrais específicas obtidas por imagens de satélite. Especificamente, para o satélite *Landsat 8*, o NBR utiliza a Banda 7 (banda de ondas curtas infravermelho 2, ou SWIR2) e a Banda 5 (banda de ondas curtas infravermelho 1, ou NIR1) para o satélite *Landsat 7* também utilizamos o infravermelho próximo (NIR1) mas esse está na banda espectral 4, sendo a banda de ondas curtas (SWIR2) está na camada 7 (DEPARTMENT OF THE INTERIOR U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2019).

O NBR é calculado com a seguinte fórmula:

$$\text{NBR} = (\text{NIR1} - \text{SWIR2}) / (\text{NIR1} + \text{SWIR2}) * 1000$$

Onde:

NIR1 = reflectância da Banda 5

SWIR2 = reflectância da Banda 7

Os valores do NBR variam de -1 a 1. Áreas não queimadas normalmente resultam em valores altos (próximos a 1), enquanto as áreas queimadas resultam em valores baixos ou negativos (Abbafati *et al.*, 2020; Key; Benson, 2005).

4.5 Processamento de Dados do Landsat 8

As imagens do satélite Landsat 8 foram adquiridas através da plataforma EarthExplorer da U.S. Geological Survey (“EarthExplorer”, [s.d.]; U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2019). A seleção das imagens foi baseada em critérios de nuvens (menos de 10% de cobertura de nuvens, em alguns meses foram obtidas algumas imagens com maior cobertura de nuvem para completar o estado sendo o máximo de 40% de cobertura de nuvem utilizada) e na temporalidade, antes e após o evento de queimada.

As imagens foram corrigidas atmosféricamente usando o método de correção de superfície refletiva (Schowengerdt, 2012). Isso é crucial para minimizar os efeitos da dispersão e absorção atmosférica nas medições de reflectância da superfície que foram obtidas já processadas pela U.S. Geological Survey do grupo T1 de qualidade de imagem. O NBR foi então calculado para cada conjunto de imagens, antes e após o evento de queimada, usando a fórmula mencionada anteriormente.

4.6 Análise de Queimadas

A diferença no NBR antes e depois do evento de queimada foi calculada para identificar as áreas que foram mais afetadas pelo fogo (Franks; Masek; Turner, 2013). Esta diferença nos forneceu uma avaliação precisa da extensão e intensidade da queimada. A avaliação foi realizada utilizando softwares de Sistemas de Informações Geográficas (GIS)

no R (R CORE Team, 2020) com as packages *sf* e *terra* (Lemenkova; Debeir, 2022; Pebesma, 2018; Team, 2009).

4.7 Índice de Queimada Normalizada com Diferença Relativa (RdNBR – “Relative difference Normalized Burn Ratio”)

O Índice de Queimada Normalizada com Diferença Relativa (RdNBR) é uma variante do NBR desenvolvida para normalizar a mudança do NBR pelo pré-queimada do NBR, minimizando assim o viés de áreas com diferentes níveis de vegetação antes do incêndio (Miller; Thode, 2007; Teobaldo; Baptista, 2016).

O RdNBR é calculado usando a seguinte fórmula:

$$\text{RdNBR} = \frac{(NBR \text{ pré-fogo} - NBR \text{ pós-fogo})}{\sqrt{\frac{ABS(NBR \text{ pré-fogo})}{1000}}}$$

Onde:

NBR pré-fogo = valor de NBR antes do evento de queimada;

NBR pós-fogo = valor de NBR após o evento de queimada.

A diferença relativa em NBR (RdNBR) fornece uma métrica mais precisa para avaliar a severidade do incêndio, pois leva em consideração a vegetação pré-fogo (CANSLER; MCKENZIE, 2014).

4.8 Aplicação do RdNBR

Semelhante à aplicação do NBR, o RdNBR foi calculado para cada conjunto de imagens antes e depois do evento de incêndio, usando a fórmula mencionada anteriormente. Análises subsequentes da severidade da queimada e regeneração da vegetação foram realizadas utilizando os valores de RdNBR. Isto permitiu uma avaliação

mais precisa da severidade do incêndio, bem como uma melhor compreensão dos padrões de recuperação pós-incêndio (Cansler; Mckenzie, 2014; Miller; Thode, 2007).

A classificação da severidade de um incêndio é um elemento crítico para avaliar seu impacto no ecossistema. Para o RdNBR, (Cansler; Mckenzie, 2014; Miller; Thode, 2007; Teobaldo; Baptista, 2016) propuseram a seguinte classificação:

Valores RdNBR -500 a -250: Alta rebrota
Valores RdNBR de -250 a -100: Baixa rebrota
Valores RdNBR de -100 a 100: Não queimada
Valores RdNBR de 100 a 270: Baixa severidade
Valores RdNBR de 270 a 440: Severidade moderada baixa
Valores RdNBR de 440 a 660: Severidade moderada alta
Valores RdNBR de 660 a 1300: Alta severidade

Estas categorias de severidade fornecem uma estrutura para avaliar a extensão dos danos causados pelo fogo e podem ser usadas para orientar os esforços de recuperação e restauração. Esses limites podem variar de acordo com o tipo de vegetação e as condições pré-incêndio. Recomenda-se sempre considerar as condições locais ao aplicar essa escala (Teobaldo; Baptista, 2016).

4.9 Metodologia de uso de imagens Landsat 8 e 7 como arquivos *raster*

As imagens Landsat 8 foram selecionadas para este estudo por sua ampla cobertura, alta resolução espectral e disponibilidade gratuita. Para o processamento e análise das imagens, foi utilizada a plataforma EarthExplorer (EE) (“EarthExplorer”, [s.d.]), que possui um vasto repositório de imagens de satélite, incluindo todas as imagens do programa Landsat (Gorelick *et al.*, 2017).

As imagens foram adquiridas do catálogo do Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) na EE para o Estado do Mato Grosso (Figura 3). A seleção das imagens baseou-se na data da aquisição, na ausência de nuvens e no alinhamento com a época das queimadas. Para minimizar o efeito de variações atmosféricas e solares, as imagens foram corrigidas

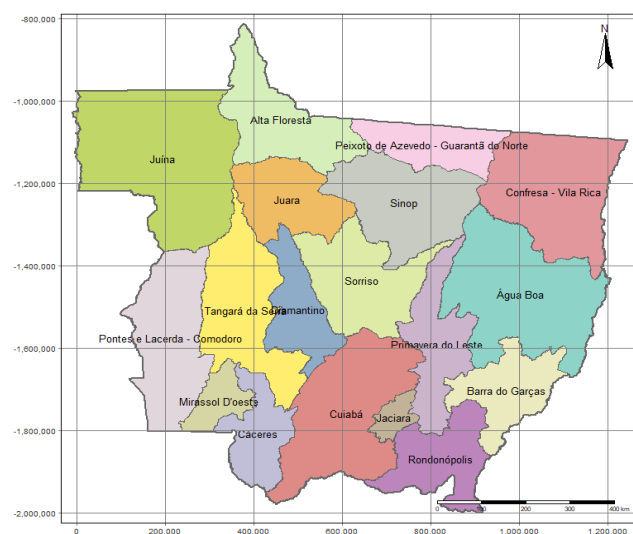
para refletância de superfície (Roy *et al.*, 2014), sendo as imagens coletadas já possuem correção na categoria T1.

Os dados do Landsat 8 foram então convertidos em arquivos raster (extensão .tif) usando o *software* R e package terra, uma ferramenta de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) de código aberto (R CORE TEAM, 2020; “R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.”, [s.d.]; TEAM, 2009). As bandas espectrais foram selecionadas e extraídas como arquivos raster individuais para facilitar o cálculo dos índices de queimada RdNBR e NBR.

4.10 Regiões imediatas e intermediárias do estado de Mato Grosso

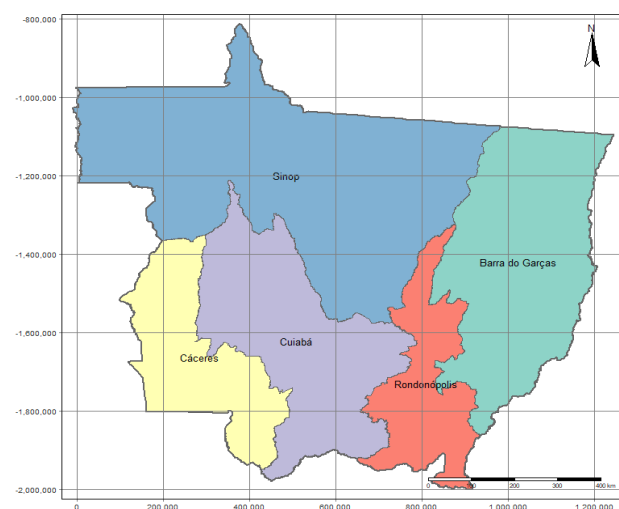
Para a análise espacial, os dados foram agrupados de acordo com as regiões imediatas e intermediárias do estado de Mato Grosso, como definido pelo IBGE (Figuras 4 e 5). As regiões imediatas, mostradas na Figura 4, são definidas como um agrupamento de municípios que estão relacionados entre si por meio do deslocamento da população para trabalho e estudo, e as regiões intermediárias, mostradas na Figura 5, são agrupamentos de regiões imediatas que são articulados por meio de fluxos de gestão pública e econômica (IBGE, 2017). São cinco regiões imediatas: Cuiabá, Cáceres, Sinop, Barra do Garças e Rondonópolis. O conjunto de regiões intermediárias é composto por dezoito unidades: Cuiabá, Tangará da Serra, Diamantino, Cáceres, Pontes e Lacerda – Comodoro, Mirassol D'Oeste, Sinop, Sorriso, Juína, Alta Floresta, Peixoto de Azevedo – Guarantã do Norte, Juara, Barra do Garças, Confresa – Vila Rica, Água Boa, Rondonópolis, Primavera do Leste, Jaciara.

Figura 4 - Regiões imediatas do estado do Mato Grosso, agrupamentos de municípios relacionados por meio do deslocamento da população para trabalho e estudo, 2017.



Fonte: IBGE 2017.

Figura 5 - Regiões Intermediárias do estado do Mato Grosso, agrupamentos de regiões imediatas que são articulados por meio de fluxos de gestão pública e econômica, 2017.



Fonte: IBGE 2017.

Primeiramente, os limites geográficos das regiões imediatas e intermediárias foram adquiridos do portal de geociências do IBGE. Estes foram importados para o ambiente R usando o pacote "sf" e combinados com os dados do estudo usando a função "st_union" para formar os polígonos das suas regiões (Pebesma, 2018).

As regiões foram então analisadas separadamente para identificar possíveis diferenças na prevalência de nascimentos a termo, pré-termo e BPN, bem como as características de saúde e demográficas dos nascimentos nestas regiões. Além disso, foram utilizados mapas temáticos para visualizar a distribuição geográfica dos nascimentos e outras variáveis de interesse. Isso permitiu identificar regiões de maior risco e fornecer informações visuais claras.

Os mapas foram criados utilizando o pacote "ggplot2" e "tmap" em R, que fornece uma maneira flexível de criar gráficos estáticos de alta qualidade, incluindo mapas (Wickham, 2016).

4.11 Análise descritiva e Índice de Moran

Serão utilizados dados secundários do SINASC de 2010, 2015 e 2021, para os nascidos vivos por local de residência (município de residência), obtidos pelo DATASUS (BRASIL, 2020). Para os desfechos em saúde serão utilizados todos os nascidos vivos com menos de 2500 gramas calculando a taxa utilizando os nascidos vivos como aproximação da população de gestantes na região e a construção da série temporal (Gonçalves-Macedo *et al.*, 2019; Requia *et al.*, 2022).

Os dados serão agregados por idade das gestantes, segundo os municípios do estado do Mato Grosso no período de 2010 a 2021. As unidades de análise serão os 141 municípios do estado. Os dados populacionais serão obtidos do IBGE, 2019, por municípios para os anos censitários e para os demais anos serão utilizados a projeção do DATASUS, 2019.

Para a análise das variáveis explicativas, será utilizado o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH-M) presente no Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) de 2010 disponível no Atlas de Desenvolvimento Humano no Brasil. Será considerada a área de queimada nos municípios de forma mensal para a construção da variável indicadora para análise de intervenção (Meng *et al.*, 2021; Nieto-Betancurt *et al.*, 2021).

Ao se analisar padrões espaciais é importante considerar: se as associações encontradas podem ser de caráter aleatório ou se possuem relação de causalidade com o

evento; como relacionar os padrões identificados a variáveis de importância e que sejam mensuráveis e se há existência de áreas com padrões distintos dentro da área de interesse (Araujo; Souza; Braga, 2020; Paulucci; Nascimento; Schulze, 2011). Os dados de *shape* do estado do Mato Grosso e municípios serão obtidos no IBGE.

Para o estudo da autocorrelação espacial a partir do Coeficiente global Índice de Moran será construída uma matriz de vizinhança quadrada, onde o número de linhas e colunas foram iguais, representando os 141 municípios do Mato Grosso.

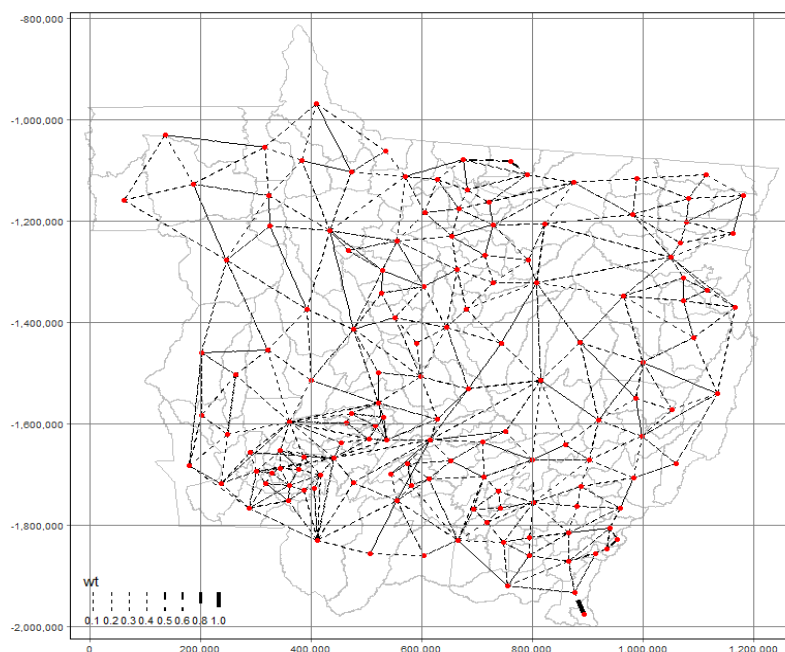
Serão utilizados alguns métodos na análise do estudo: por contiguidade; o método Queen, onde o compartilhamento do polígono com o vértice permite considerá-lo vizinho; o método Rook, quando o polígono precisa compartilhar uma aresta, fazendo fronteira para considerá-lo vizinho; por distância do centróide do polígono estipulando um raio; e k vizinhos, onde se estipula um número de vizinhos e consideram-se os mais próximos.

A partir da construção da matriz de vizinhança foi possível calcular os pesos dos vizinhos:

$$w_{ij} = \frac{1}{\# \text{ vizinhos}}$$

Para a análise, cada vizinho foi ponderado a partir do número de vizinhos, Figura 6.

Figura 6 - Mapa dos pesos pelo método queen para o I-Moran.



Segue abaixo a fórmula que representa o cálculo do índice de Moran global:

$$I = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij}} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$$

Onde: y_i representa a i-ésima observação (taxa de incidência na área i); $\bar{y}$ a média da variável de interesse; w_{ij} é o peso espacial entre a observação i e j (entre o município i e seu vizinho j).

Os valores do Coeficiente de Correlação de Pearson, variam de -1 a 1, podendo ultrapassar esses limites devido às características da matriz de vizinhança e pesos escolhidos. O valor 0 representa a ausência de correlação espacial, valores maiores do que 0 indicam agregação espacial, enquanto valores negativos representam uma autocorrelação negativa.

A construção do Índice Local de Associação Espacial (LISA - *Local Indicator of Spatial Association*), proposto por Anselin in Bivand; Pebesma; Gómez-Rubio (2013) fornece duas características importantes a saber, um indicador para cada localização e sua respectiva significância, assim como a relação proporcional entre o índice local e seu correspondente global. Dessa forma é possível identificar os agrupamentos de áreas com valores semelhantes (clusters), áreas discrepantes (“outliers”) e a existência de outros processos espaciais.

O coeficiente Índice de Moran local é representado pelo seguinte cálculo:

$$I_i = \frac{(y_i - \bar{y}) \sum_{j=1}^n w_{ij} (y_j - \bar{y})}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$$

Onde: n - Número de áreas; y_i - Taxa de BPN na área i; y_j - Taxa de BPN na área j; w_{ij} é o peso espacial entre a observação i e j (entre o município i e seu vizinho j); $\bar{y}$ a média da variável de interesse.

A organização, análise espacial, temporal e descritiva e exploratória dos dados será realizada através do Softwares: R versão 4.3.1, Software RStudio (2023.06.1 Build

524) e GeoDa 1.20.0.36. Serão utilizados os seguintes pacotes do R: sf, Tidyverse, tmap, spdep, ggspatial e forecast.

4.12 Teste de homogeneidade qui-quadrado

O teste qui-quadrado de homogeneidade é utilizado para determinar se as frequências observadas em diferentes categorias são homogêneas entre os grupos. Neste estudo, aplicou-se o teste qui-quadrado de Pearson para avaliar a homogeneidade das variáveis categóricas entre os grupos definidos pela presença ou ausência de baixo peso ao nascer (BPN).

Para cada tabela descritiva, as contagens e as proporções de cada categoria foram compiladas e inseridas em uma matriz de contingência. Em seguida, o teste qui-quadrado foi realizado usando o software R (R Core Team, 2021), através da função “`chisq.test()`”. A hipótese nula do teste postula que não há diferença entre as proporções das categorias em diferentes grupos.

As decisões foram baseadas no valor-p obtido do teste, onde um valor-p menor que o nível de significância de 0,05 indicou a rejeição da hipótese nula, sugerindo uma diferença significativa nas proporções das categorias entre os grupos.

Para a interpretação e representação dos resultados, tabelas de contingência foram criadas, incluindo as frequências observadas. A significância estatística foi indicada nas tabelas com a inclusão do valor-p correspondente.

4.13 Metodologia de Modelos Mistos para Baixo Peso ao Nascer

O modelo multinível é um tipo especial de regressão que é útil quando temos uma estrutura de dados hierárquica ou aninhada. Na verdade, é um tipo de modelo de regressão linear generalizado que permite a modelagem de erros tanto no nível dos indivíduos quanto no nível dos grupos (Snijders; Bosker, 2011).

Na estrutura de três níveis, os indivíduos, nascimentos (nível 1) estão aninhados em relação ao tempo, longitudinal (nível 2), e os municípios (nível 3). Isso significa que as características de um indivíduo podem ser influenciadas por seu município e sua região, e a variabilidade entre os indivíduos pode ser devida a diferenças entre municípios e regiões, ao longo do tempo.

Nos modelos multiníveis, temos tanto efeitos fixos quanto aleatórios. Os efeitos fixos (β) são semelhantes aos coeficientes de regressão em um modelo de regressão linear e indicam a direção e a magnitude da relação entre as covariáveis e a variável de resposta.

A estimação de máxima verossimilhança restrita (REML - Restricted Maximum Likelihood), usada na modelagem de efeitos mistos e nos modelos multiníveis, é uma abordagem de estimação que se concentra nos componentes de variância do modelo, em vez de nos efeitos fixos. A estimação REML tem a vantagem de ser não-viesada para a estimativa dos componentes de variância, mesmo quando o número de grupos (clusters) é pequeno. A estimação REML se realiza em dois passos: primeiro, o modelo de efeitos fixos é ajustado aos dados e os resíduos são calculados. Em segundo lugar, a variação dos resíduos é usada para estimar os componentes de variância. Este procedimento é então repetido, atualizando os efeitos fixos com base na nova estimativa dos componentes de variância, até que o processo converge para uma solução estável (Finch; Bolin; Kelley, 2019; Snijders; Bosker, 2011).

No contexto dos modelos multiníveis, a estimação REML é particularmente útil porque permite estimar os componentes de variância nos diferentes níveis do modelo (por exemplo, variância entre indivíduos e variância entre grupos) de maneira não-viesada. O pacote lme4 do R usa a estimação REML por padrão ao ajustar modelos de efeitos mistos com a função “lmer()” (Kuznetsova; Brockhoff; Christensen, 2017; Snijders; Bosker, 2011). Sendo o modelo para o peso ao nascer com erro normal da forma:

$$y_{ijk} = \beta_0 + \beta_1 X_{1ijk} + \dots + \beta_p X_{pijk} + \gamma_1 Z_{1jk} + \dots + \gamma_q Z_{qjk} + \delta_1 W_{1k} + \dots + \delta_r W_{rk} + v_{0k} + u_{0ik} + \varepsilon_{ijk}$$

Onde:

y_{ijk} - é a variável de resposta (neste caso, o peso ao nascer) para o i-ésimo nascimento, no j-ésimo tempo, na k-ésima município ou região,

β_0 - representa o intercepto geral,

β_p - são os coeficientes da regressão das covariáveis,

X_{pijk} - são as covariáveis do nível de indivíduo,

Z_{1jk} - é a covariável do nível do tempo,

W_{1k} - é a covariável do nível, município ou região onde entra a exposição por queimada,

$v_{0k} \sim N(0, \sigma_{0k}^2)$ - Efeito aleatório do nível, município ou região,

$u_{0jk} \sim N(0, \sigma_{0jk}^2)$ - Efeito aleatório do nível do tempo,

$\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$ - Erro do modelo.

Os efeitos aleatórios (v_{0k} , u_{0jk}) são coeficientes que variam aleatoriamente de acordo com os níveis de agrupamento. Eles capturam a variabilidade dos efeitos das covariáveis entre os diferentes níveis de agrupamento (Finch; Bolin; Kelley, 2019). Os termos de erro (ε_{ijk}) são erros aleatórios independentes no nível do indivíduo que representam a variabilidade não explicada pelos efeitos fixos e aleatórios.

4.13.1 Metodologia de Modelos Mistos logístico

O modelo misto logístico para analisar a associação entre as variáveis de interesse e a nossa variável resposta binária, como desfecho os nascimentos com peso menor que 2500g será categorizado como 1 e zero para caso contrário. O modelo misto logístico é uma extensão do modelo de regressão logística que leva em conta a estrutura de agrupamento dos dados, permitindo que o intercepto varie aleatoriamente entre os grupos. A escolha desse modelo é justificada pela natureza hierárquica dos nossos dados, com observações individuais aninhadas dentro dos grupos.

$$\log\left(\frac{\pi_{ijk}}{1 - \pi_{ijk}}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_{1ijk} + \dots + \beta_p X_{pijk} + \gamma_1 Z_{1jk} + \dots + \gamma_q Z_{qjk} + \delta_1 W_{1k} + \dots + \delta_r W_{rk} + v_{0k} + u_{0jk}$$

Onde:

$\log\left(\frac{\pi_{ijk}}{1-\pi_{ijk}}\right)$ - é o logit da probabilidade de $\pi_{ijk} = 1$, ou seja, a probabilidade de baixo peso ao nascer para o i-ésimo nascimento, no j-ésimo tempo, na k-ésima município ou região,

β_0 - representa o intercepto geral,

X_{pijk} - são as covariáveis do nível de indivíduo,

Z_{1jk} - é a covariável do nível do tempo,

W_{1k} - é a covariável do nível, município ou região onde entra a exposição por queimada,

$v_{0k} \sim N(0, \sigma_{0k}^2)$ - Efeito aleatório do nível, município ou região,

$u_{0jk} \sim N(0, \sigma_{0jk}^2)$ - Efeito aleatório do nível do tempo,

4.13.2 Comparação de modelos mistos longitudinais

Para avaliar a adequação de diferentes modelos mistos longitudinais e comparar seus ajustes, realizamos uma análise de variância (ANOVA) para modelos mistos. A ANOVA foi aplicada para comparar a variância explicada por modelos sucessivamente mais complexos. Cada modelo foi ajustado incorporando termos fixos e aleatórios relevantes no caso a estrutura aleatória foi por município e pelo tempo, começando com um modelo nulo e adicionando gradualmente efeitos fixos (categórico para anos e meses) e comparando via ANOVA.

Para avaliar a significância dos efeitos fixos de cada modelo incrementado, o teste de razão de verossimilhança foi aplicado para comparar a adequação do modelo em relação ao seu antecessor. Um valor de p significativo (geralmente <0,05) indica que a adição de novos termos melhora significativamente o ajuste do modelo.

4.13.3 Diagnostico do modelo

Avaliamos a normalidade dos resíduos utilizando gráficos Q-Q e testes de normalidade. A homogeneidade das variâncias foi inspecionada por meio de gráficos de resíduos versus valores ajustados. Utilizamos gráficos de componentes de variância para examinar se os efeitos aleatórios estão adequadamente capturando as variações.

5 RESULTADOS

Observa-se que uma expressiva proporção de bebês categorizados como pequenos para a Idade Gestacional (PIG) origina-se de nascimentos pré-termo, perfazendo 42,46%, em contraste com apenas 3,38% advindos de nascimentos a termo. Paralelamente, registra-se uma maior proporção de bebês classificados como apropriados para a Idade Gestacional (AIG) nos nascimentos a termo, correspondendo a 91,00%, comparado a 56,13% nos nascimentos pré-termo.

Em relação às características maternas, constata-se que a faixa etária apresenta maior diversidade nos nascimentos pré-termo, com um percentual discretamente mais elevado de mães mais jovens 18, 94% (com idade inferior a 20 anos) e mais velhas 12, 60% (35 anos ou mais) contra 17,48% com idade inferior a 20 anos e 9,98% para acima de 35 anos em comparação. Os resultados mostram que a maioria das gestantes tanto para nascimento a termos (62,04%) e pré-termos (60,3%) apresentavam escolaridade entre 8 e 11 anos. A distribuição do estado civil das mães se assemelha em ambos os grupos, ainda que haja uma ligeira superioridade de mães solteiras no grupo de nascimentos pré-termo (38,52%) em relação aos nascimentos a termo (36,35%). As variações de cor da pele são semelhantes entre os dois grupos, destacando a cor parda com maior percentual tanto nos nascimentos a termo (66,84%) e pré-termo (66,15%), seguida da cor branca com nascimentos a termo (24,87%) e pré-termo (25,49%). Em relação ao número de consultas pré-natais: 71,26% das mães de nascimentos a termo realizaram sete ou mais consultas, ao passo que somente 53,44% das mães com nascimentos pré-termo alcançaram este número (Tabela 1).

O teste qui-quadrado para tabela 1 rejeita a hipótese de homogeneidade para todas as variáveis (Peso da idade gestacional, Idade, Escolaridade, Estado civil, Raça/cor, Consultas) indicando que existe diferença entre o valor esperado e a na distribuição das categorias observadas.

Tabela 1 - Distribuição de características sociodemográficas maternas, nascimentos a termo e pré-termo no estado de Mato Grosso, Brasil, entre 2010 e 2021.

Variáveis	A termo % (n = 582346)	Pré-termo % (n = 68725)	Teste qui-quadrado (p-valor)
Peso da idade gestacional			
PIG	3,38	42,46	<0,0001
AIG	91,00	56,13	
GIG	5,60	1,38	
NA	0,03	0,02	
Idade			
[9,15)	0,89	1,48	<0,0001
[15,20)	17,48	18,94	
[20,35)	71,64	66,95	
[35,49)	9,98	12,60	
[49 ou mais)	0,02	0,02	
Escolaridade			
1 a 3 anos	1,90	2,17	<0,0001
4 a 7 anos	13,60	14,13	
8 a 11 anos	62,04	60,23	
12 anos ou mais	21,72	22,71	
Nenhum	0,73	0,76	
Estado civil			
Casada	28,48	27,63	<0,0001
Separada judicialmente	1,04	1,05	
Solteira	36,45	38,52	
União consensual	33,88	32,63	
Viúva	0,15	0,17	
Raça/cor			
Amarela	0,43	0,49	<0,0001
Branca	24,87	25,49	
Indígena	2,55	2,54	
Parda	66,84	66,15	
Preta	5,30	5,33	
Consultas			
1 a 3 vezes	4,72	10,26	<0,0001
4 a 6 vezes	22,81	34,39	
7 ou mais vezes	71,26	53,44	
Nenhuma	0,91	1,41	
NA	0,30	0,51	

Nota: a termo, 37-42 semanas de idade gestacional; pré-termo, menos de 37 semanas, Mato Grosso.

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc, 2010-2021.

A análise das Tabelas 2 e 3, de peso médio ao nascer no estado do Mato Grosso, de 2010 a 2021, revela que o peso médio ao nascer não teve variações drásticas ao longo

destes anos. Em 2010, o peso médio ao nascer foi de 3209,59 gramas, e em 2021, foi de 3190,45 gramas, indicando uma ligeira diminuição ao longo do período. A maior média registrada foi em 2014, com 3210,84 gramas, enquanto a menor foi em 2021, com 3190,45 gramas.

Portanto a amplitude das médias anuais é de apenas 20,39 gramas em um período de 12 anos. Além disso, o desvio padrão, que oscila em torno de 540 gramas, mostra que a dispersão dos pesos ao nascer em relação à média manteve-se relativamente constante. O intervalo de confiança de 95% para cada ano também apresenta pequenas variações, reforçando a ideia de que o peso médio ao nascer no estado do Mato Grosso sofreu pequena variação entre 2010 e 2021.

Tabela 2 - Média do peso ao nascer em gramas no estado de Mato Grosso, Brasil, entre 2010 e 2021.

Ano	N	Média	Desvio Padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
2010	48929	3209,59	529,15	3235	215	5580
2011	51218	3204,83	540,80	3230	100	5720
2012	51256	3205,66	537,58	3230	100	6010
2013	53039	3206,02	540,59	3235	100	5874
2014	56499	3210,84	539,15	3235	170	5840
2015	56673	3199,12	537,73	3225	180	6800
2016	53531	3202,13	541,17	3230	155	5885
2017	57271	3208,90	538,89	3235	100	6135
2018	58649	3210,63	536,17	3240	100	5575
2019	58852	3204,78	540,31	3235	265	5900
2020	57037	3202,18	541,28	3230	240	5950
2021	57841	3190,45	543,03	3220	206	6480

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc 2010-2021.

Tabela 3 - Intervalo de confiança de 95% para a média do peso no estado de Mato Grosso, Brasil, entre 2010 e 2021.

Ano	Primeiro quartil	Terceiro quartil	IC95 inferior	IC95 superior
2010	2935	3530	3204,91	3214,28
2011	2930	3532	3200,14	3209,52
2012	2930	3530	3201,01	3210,32
2013	2930	3535	3201,42	3210,63
2014	2935	3540	3206,39	3215,29
2015	2920	3530	3194,70	3203,55
2016	2920	3530	3197,54	3206,71
2017	2930	3540	3204,49	3213,31
2018	2935	3540	3206,29	3214,97
2019	2930	3540	3200,41	3209,15
2020	2920	3535	3197,74	3206,63
2021	2910	3525	3186,03	3194,88

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc 2010-2021.

Entre os municípios de Mato Grosso, no período de 2010 a 2021, Araguainha registrou o menor peso médio ao nascer com 2873,00 gramas (Tabela 4). Contudo, é notável a variabilidade significativa nos dados desse município, visto que apresenta o maior desvio padrão de 1030,09. Além disso, o índice de desenvolvimento humano municipal (IDH-M) de Araguainha é de 0,70. Em contrapartida, Novo Santo Antônio, apesar de ter a maior média de peso ao nascer entre os dez municípios listados (3087,00 gramas), exibe o menor IDH-M, que é de 0,65. É interessante observar que Conquista D'Oeste, com um peso médio ao nascer de 3044,31 gramas, destaca-se com o IDH-M mais elevado de 0,72. Em termos gerais, a maioria dos municípios demonstra um desvio padrão entre 500 e 650 gramas.

Os intervalos confiança de 95% para os municípios são relativamente consistentes em relação à média (Tabela 4). Nota-se também que os valores medianos dos pesos ao nascer estão em proximidade com as médias, exceto em casos como Araguainha, onde a mediana é maior que a média. Em resumo, embora estes municípios apresentem as menores médias de peso ao nascer em Mato Grosso, existe uma variação. O IDH-M, que varia entre 0,65 e 0,72 nos municípios listados, pode sugerir uma possível correlação com o peso médio ao nascer (Tabela 4). No Apêndice A, pode-se observar a tabela com todos os municípios do estado.

Tabela 4 - Estatísticas descritivas dos 10 municípios com menor peso médio ao nascer - Mato Grosso, 2010-2021.

Município	Média	Desvio padrão	Mediana	IC95 inf.	IC95 sup.	IDH-M
Araguainha	2873,00	1030,09	3250,00	1593,97	4152,03	0,70
Denise	3010,98	601,55	3100,00	2893,41	3128,55	0,68
Vale de São Domingos	3026,86	650,87	3020,00	2803,28	3250,44	0,66
Conquista D'Oeste	3044,31	557,43	3105,00	2884,19	3204,42	0,72
Brasnorte	3059,14	583,33	3110,00	2993,63	3124,65	0,70
Pontes e Lacerda	3066,41	549,84	3102,50	3029,61	3103,21	0,70
Nova Maringá	3067,68	621,71	3138,00	2927,51	3207,85	0,66
Mirassol d'Oeste	3072,83	558,86	3082,50	3018,17	3127,49	0,70
Canabrava do Norte	3075,33	553,42	3102,50	2939,28	3211,38	0,67
Novo Santo Antônio	3087,00	537,97	3070,00	2917,20	3256,80	0,65

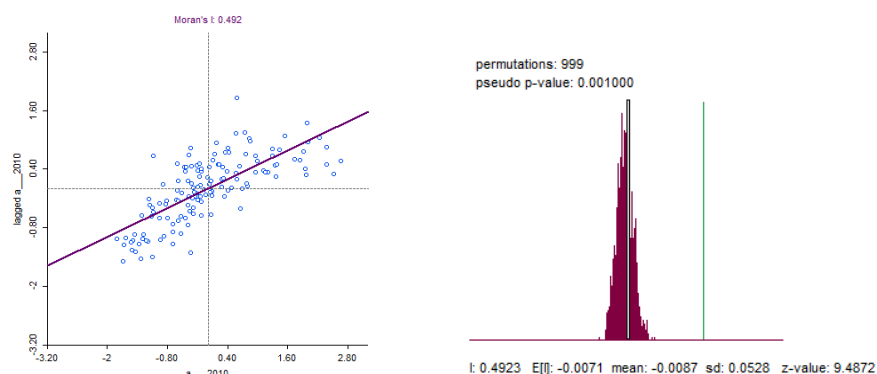
Legenda: IDH-M - Índice de desenvolvimento humano municipal de 2010.

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc, 2010-2021.

5.1 Correlação espacial da exposição

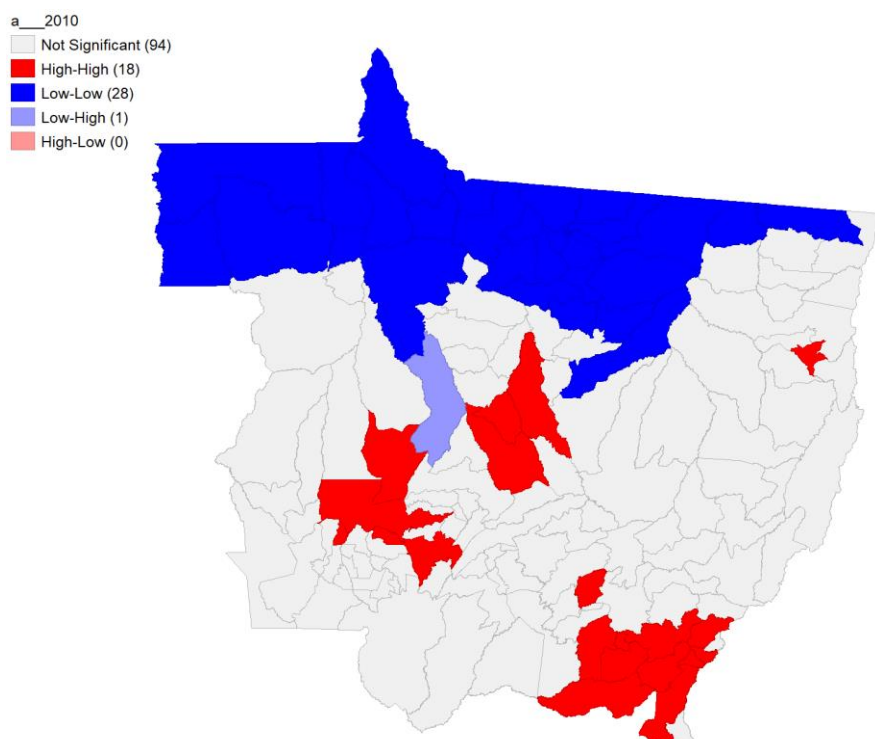
A dispersão do I de Moran local (LISA) para 2010, Figura 7, indica uma autocorrelação espacial, para área de queimada positiva com um valor de índice de 0,492, sendo estatisticamente significativa, por simulação, com p-valor de 0,001. Este quadro indica que existe uma tendência, de forma moderada, dos municípios de Mato Grosso com valores semelhantes da variável estarem localizados próximos uns dos outros. A linha no gráfico de dispersão reforça a presença dessa autocorrelação espacial, onde valores semelhantes tendem a agrupar-se ao invés de estar distribuídos aleatoriamente.

Figura 7 - Correlação espacial do I de Moran local, Mato Grosso, 2010.



A análise do I de Moran local, Figura 8, para o estado de Mato Grosso em 2010 revela padrões distintos de autocorrelação espacial. As áreas destacadas em vermelho, representando relações alto-alto, indicam municípios com valores altos cercados por vizinhos com valores semelhantes, sugerindo uma concentração geográfica de características similares, indicando que temos três agrupamentos e um município isolado. Em contraste, as regiões em azul, denotando relações baixo-baixo, refletem municípios com valores baixos próximos a outros com atributos comparáveis. Notavelmente, a maior parte do mapa não mostra significância estatística na autocorrelação espacial. Apenas um município é identificado como um baixo-alto, onde um valor baixo contrasta com valores altos dos vizinhos, ressaltando uma exceção no padrão geral observado.

Figura 8 - Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA), Mato Grosso, 2010.



A estatística I de Moran para 2015 (Figura 9) é igual a 0,387, o que indica uma autocorrelação espacial positiva, porém menor do que em 2010, que tinha um índice de 0,492. Isso sugere que, enquanto ainda há uma tendência de municípios com valores semelhantes estarem localizados próximos uns dos outros em 2015, essa tendência é menos pronunciada em comparação com 2010. A linha de ajuste no gráfico de 2015 também é positiva, mas a concentração de pontos em torno da origem e a menor inclinação da linha

indicam uma autocorrelação espacial menor em comparação com o ano de 2010. A Figura 10 demonstra que temos três agrupamentos espaciais em relação as queimadas de 2015 com apenas dez municípios pertencente ao grupo de alto-alto, localizado no centro do estado, em comparação à dezoito em 2010 e dois grupos de baixo-baixo ao norte e ao sul do estado com trinta em 2015 contra vinte oito em 2010, apenas na parte norte do estado.

Figura 9 - Correlação espacial do I de Moran local, Mato Grosso, 2015.

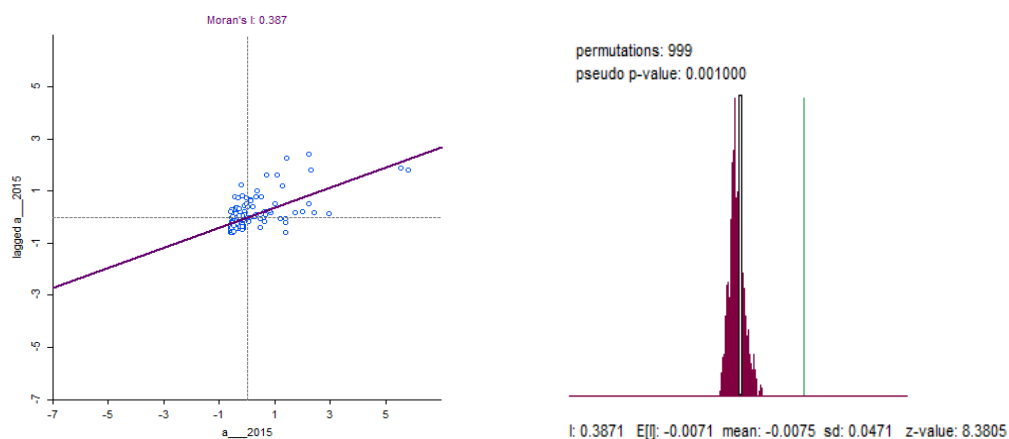
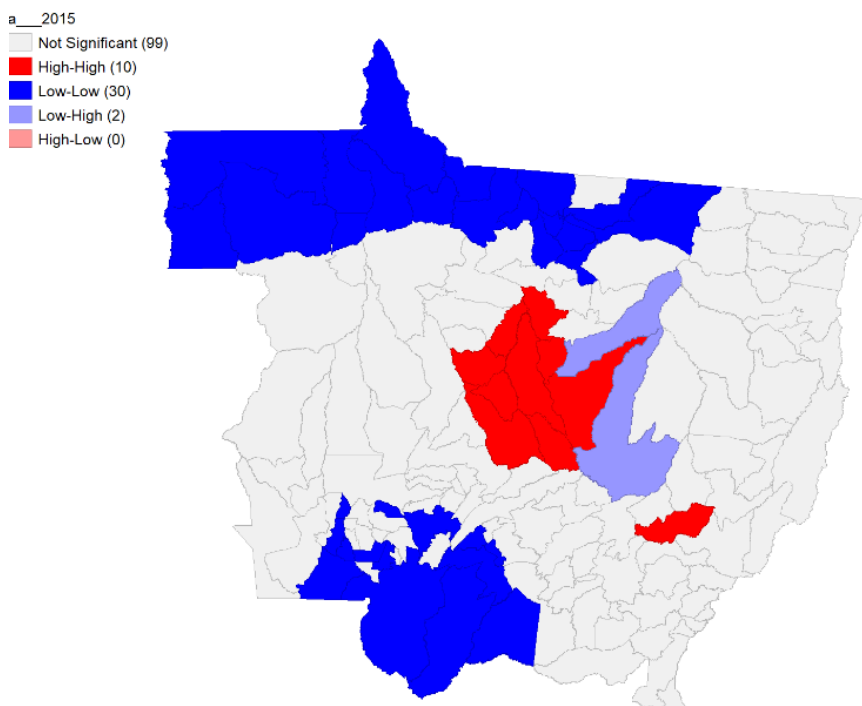


Figura 10 - Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA), Mato Grosso, 2015.



O gráfico de dispersão do I de Moran para 2021, Figura 11, mostra um valor de índice de 0,263, indicando uma autocorrelação espacial positiva no Mato Grosso, embora mais fraca do que nos anos anteriores, 2010 com 0,492 e 2015 com 0,387. A linha de tendência positiva sugere que ainda há uma tendência de municípios com valores semelhantes estarem próximos uns dos outros, mas a concentração de pontos mais próxima da origem e uma inclinação da linha indicam que esta tendência é menos forte. Isso pode refletir uma dispersão mais ampla das queimadas ou uma variação maior nos dados.

Figura 11 - Correlação espacial do I de Moran local, Mato Grosso, 2021.

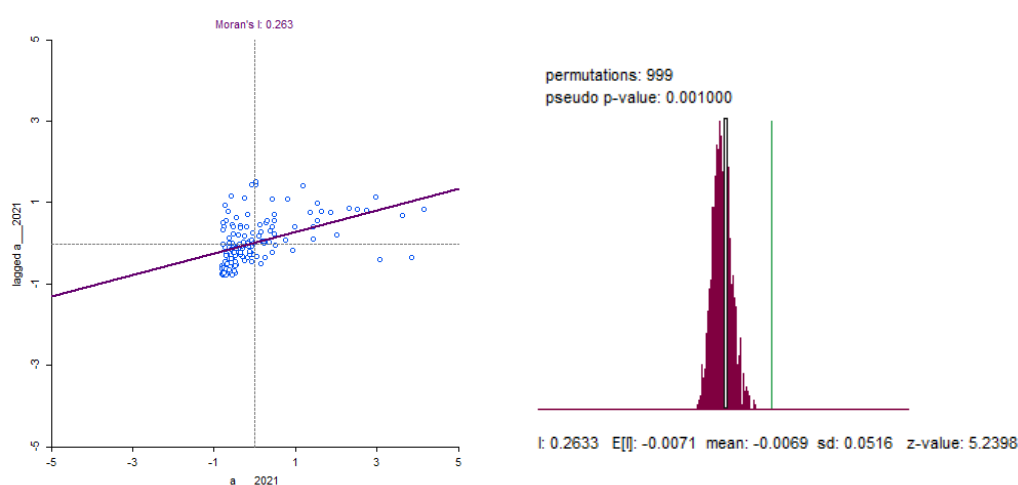
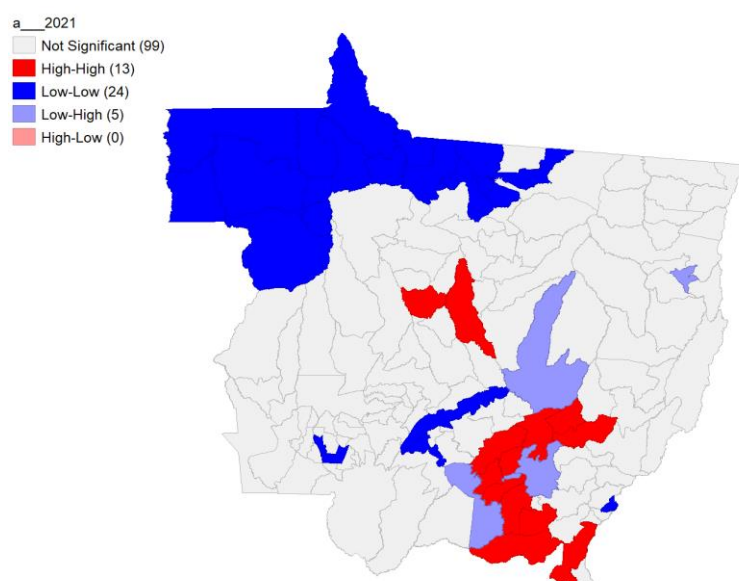


Figura 12 - Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA), Mato Grosso, 2021.

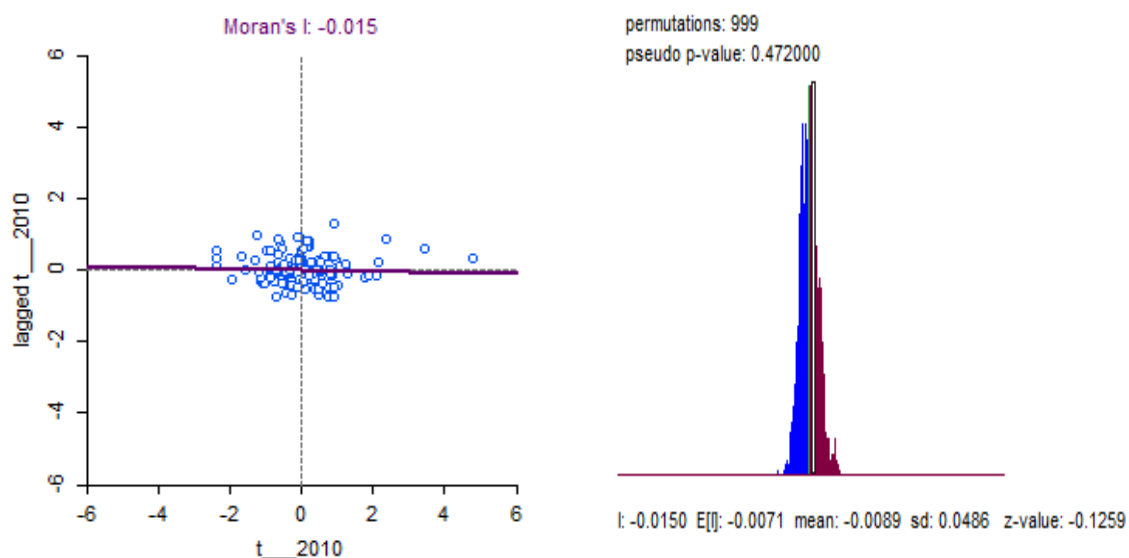


Em 2021, observa-se uma redução nos agrupamentos alto-alto para treze municípios (Figura 12), sugerindo uma diminuição nas áreas de alta incidência de queimadas concentradas, em comparação com dezoito em 2010. Os agrupamentos Baixo-Baixo aumentaram para vinte e quatro, indicando uma leve variação na quantidade de áreas com baixas incidências de queimadas. Os agrupamentos Baixo-alto aumentaram para cinco, refletindo uma mudança na distribuição espacial. A consistência na quantidade de municípios sem significância estatística ao longo dos anos sugere uma continuidade na dispersão das queimadas. Essas informações são essenciais para entender as dinâmicas temporais e espaciais das queimadas, auxiliando no desenvolvimento de estratégias de mitigação e políticas públicas.

5.2 Correlação espacial do BPN

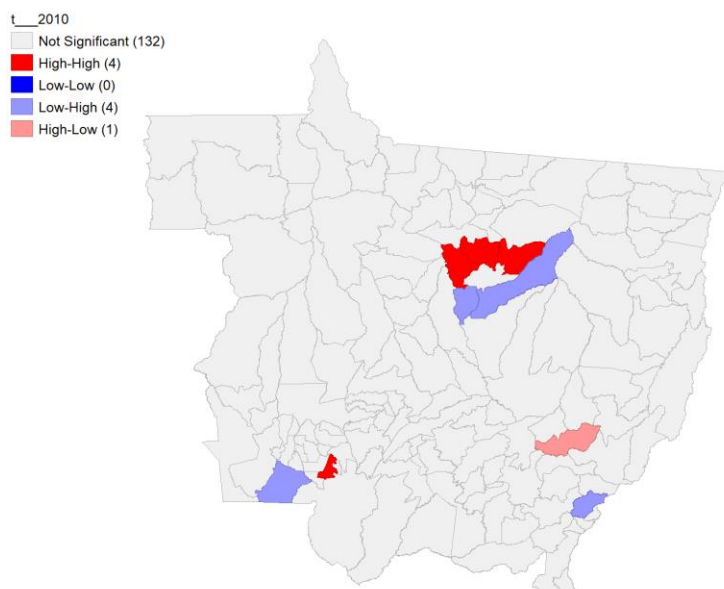
A Figura 13 mostra o gráfico de dispersão de I de Moran para a taxa padronizada do baixo peso ao nascer em Mato Grosso em 2010 com correlação espacial de -0,015 valor baixo. Isso sugere que não há um padrão claro de baixo peso ao nascer que seja atribuível à proximidade geográfica entre os municípios. Em outras palavras, os casos de baixo peso ao nascer estão distribuídos de maneira quase aleatória no espaço, sem formar *clusters* significativos de alta ou baixa incidência.

Figura 13 - Correlação espacial do I de Moran local para BPN, Mato Grosso, 2010.



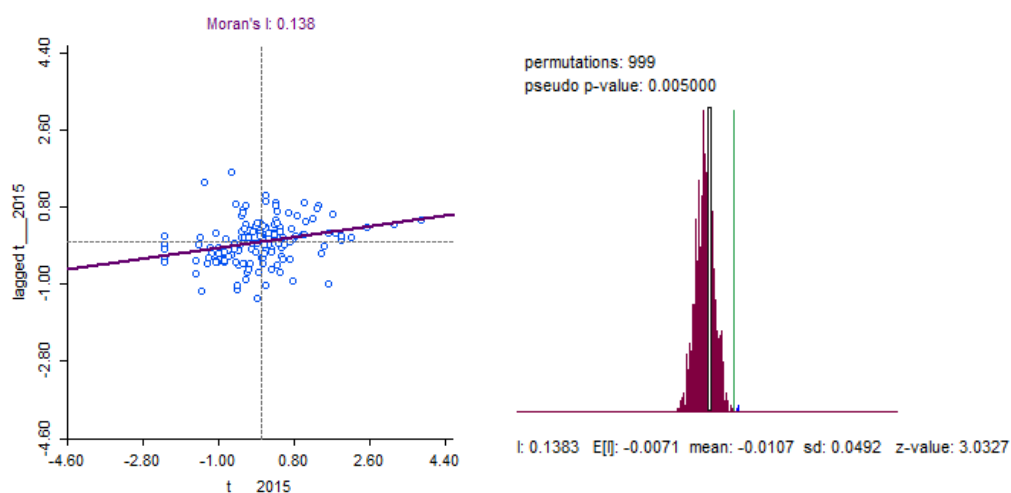
Mesmo assim a Figura 14 dos agrupamentos demonstra apenas três municípios de alto-alto agrupados.

Figura 14 - Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA) para BPN, Mato Grosso, 2010.



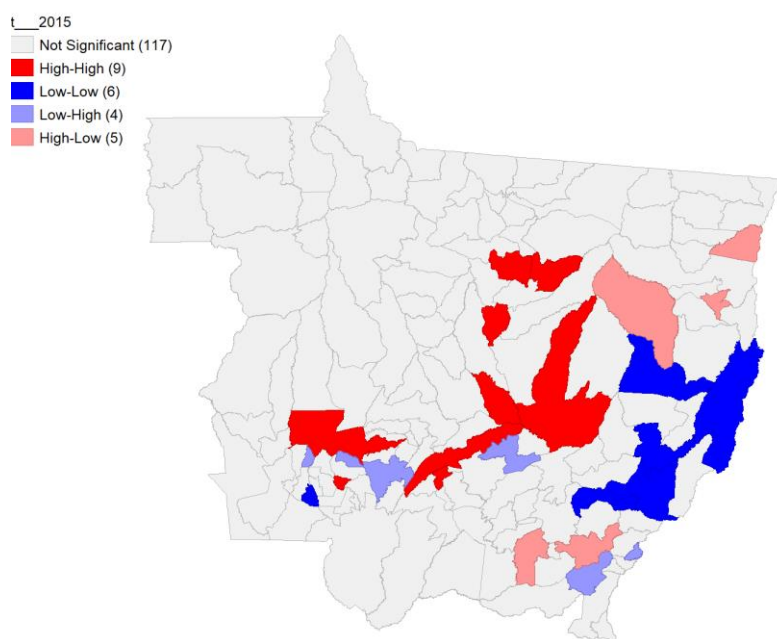
O gráfico de dispersão do I de Moran para o baixo peso ao nascer em Mato Grosso em 2015 apresenta um índice de 0.138, indicando uma autocorrelação espacial positiva leve (Figura 15). Isso sugere que há uma tendência não muito forte de municípios com índices semelhantes de baixo peso ao nascer estarem geograficamente próximos uns dos outros. A linha de tendência positiva no gráfico sugere que, em certa medida, municípios com valores mais altos de baixo peso ao nascer estão localizados perto de outros municípios com valores altos, e vice-versa para valores baixos.

Figura 15 - Correlação espacial do I de Moran local para BPN, Mato Grosso, 2015.



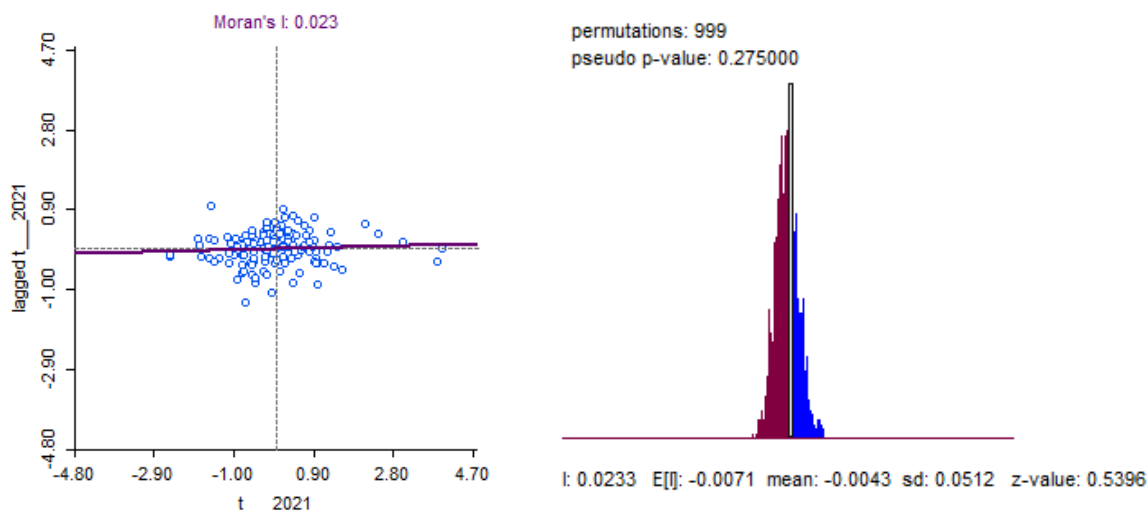
A análise do mapa I de Moran local (LISA), Figura 16, para o ano de 2015 revela padrões espaciais na taxa de baixo peso ao nascer no Mato Grosso. Observa-se nove municípios em *clusters* alto-alto, indicando uma concentração regional de altas taxas de baixo peso ao nascer. Por outro lado, seis municípios formam agrupamentos de baixo-baixo, sugerindo que o baixo peso ao nascer é menos prevalente nessas áreas. Para o cluster de baixo-alto com quatro municípios e para o alto-baixo com cinco. A maioria dos municípios, no entanto, não demonstrou significância estatística na autocorrelação espacial.

Figura 16 - Mapa dos *clusters* pelo I de Moran local (LISA) para BPN, Mato Grosso, 2015.



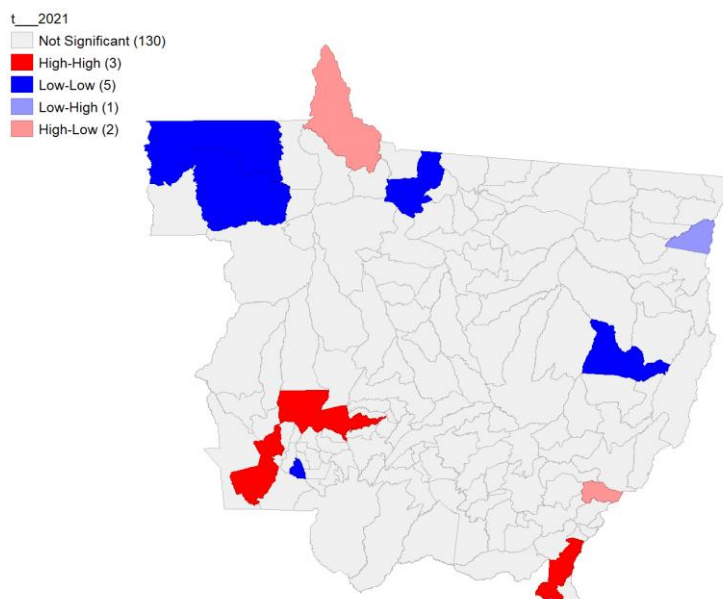
Para o ano de 2021 se repete a falta de correlação espacial (Figura 17).

Figura 17 - Correlação espacial do I de Moran local para BPN, Mato Grosso, 2021.



A Figura 18 do mapa de agrupamentos do I de Moran local (LISA) para a taxa de baixo peso ao nascer no Mato Grosso em 2021 indica uma notável diminuição nos clusters alto-alto, com apenas três municípios apresentando alta incidência, o que contrasta com os anos anteriores. Os agrupamentos baixo-baixo também reduziram para cinco municípios. Observa-se um ligeiro aumento de municípios classificados como outliers (baixo-alto e alto-baixo), indicando situações específicas onde o baixo peso ao nascer difere do padrão dos municípios vizinhos. Além disso, um maior número de municípios sem correlação espacial significativa, subindo para cento e trinta em 2021. Este padrão sugere uma dispersão maior e uma influência espacial reduzida na taxa de baixo peso ao nascer em comparação com 2010 e 2015.

Figura 18 - Mapa dos clusters pelo I de Moran local (LISA) para BPN, Mato Grosso, 2021.



5.3 Modelo misto binomial longitudinal para BPN

Os confundidores (covariáveis) utilizados no modelo estão presentes no SINASC e foram: Sexo, Masculino e Feminino(base), Idade da Mãe, de 9 a 15, 15 a 20, 20 a 35(base), 35 a 49, 49 ou mais anos. Escolaridade da Gestante, nenhum ano de estudo(base), 1 a 3, 4 a 7, 8 a 11, 12 ou mais anos. Cor da pele, Amarela, Indígena, Parda, Preta e Branca(base). Consultas, nenhuma, 1 a 3 vezes, 4 a 6 vezes, 7 ou mais vezes(base). Tipo do parto, Cesáreo(base), vaginal. Mês sendo junho base, Anos de 2010 a 2021 sendo 2015 base. Os resultados de um modelo misto longitudinal binomial, Tabela 5, onde a exposição ao baixo peso ao nascer é analisada, dicotomicamente, em relação à área queimada de 450km² no município de residência da gestante durante diferentes trimestres da gestação. Observa-se que a exposição no primeiro trimestre tem um efeito estimado de 0,058 com um intervalo de confiança de 95% que não contém zero, mas está próximo, um problema de fronteira, sugerindo um possível efeito pequeno, mas estatisticamente significativo, com um risco relativo de 6% para as gestantes residentes em municípios que possuem 450km² ou mais de áreas de queimadas, durante o primeiro trimestre de gestação. Os efeitos para os segundo e terceiro trimestres são também positivos, mas seus intervalos de confiança incluem o zero, indicando que as estimativas podem não ser estatisticamente significativas. Os resultados

"brutos" para cada trimestre, que são ajustados apenas pela sazonalidade e ano, mostram uma ligeira elevação nas estimativas.

Tabela 5 - Modelo misto para exposição de 450km² de queimada no município de residência da gestante, Mato grosso, 2010-2021.

Exposição	Parâmetro	Risco relativo	Erro padrão	IC95 inf.	IC95 sup.
(Intercept)	-2,753	0,064	0,076	-2,902	-2,604
pri.trim	0,058	1,060	0,029	0,001	0,116
Bruto	0,067	1,069	0,029	0,010	0,124
seg.trim	0,023	1,023	0,029	-0,034	0,080
Bruto	0,032	1,033	0,028	-0,023	0,088
ter.trim	0,036	1,037	0,029	-0,020	0,093
Bruto	0,051	1,052	0,028	-0,005	0,106

Legenda: pri.trim - Exposição no primeiro trimestre de gestação;
 seg.trim - Exposição no segundo trimestre de gestação;
 ter.trim - Exposição no terceiro trimestre de gestação;
 bruto - modelo ajustado apenas pela sazonalidade e ano.

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc 2010-2021, modelo misto.

Com relação aos resultados do mesmo modelo considerando a exposição de 400 km² no município de residência, o modelo misto longitudinal binomial em Mato Grosso entre 2010 e 2021 indica uma associação estatisticamente significativa entre a exposição a queimadas no primeiro trimestre de gestação e o aumento do risco de baixo peso ao nascer, com o parâmetro estimado de 0,061 (IC95%: 0,006 a 0,116) e razão de chance de 1,063, 6,3% de aumento da chance de baixo peso na gestante exposta no primeiro trimestre de gestação. As exposições no segundo e terceiro trimestres não mostraram uma associação significativa, com razão de chance de 1,015 e 1,023, respectivamente, e intervalos de confiança abrangendo o valor 0. As análises brutas ajustadas apenas por sazonalidade e ano corroboram a tendência de associação no primeiro trimestre (Tabela 6).

Tabela 6 - Modelo misto para exposição de 400km² de queimada no município de residência da gestante, Mato grosso, 2010-2021.

Exposição	Parâmetro	Razão de chance	Erro Padrão	IC95 inf.	IC95 sup.
(Intercept)	-2,901	0,055	0,105	-3,107	-2,695
pri.trim	0,061	1,063	0,028	0,006	0,116
Bruto	0,070	1,073	0,028	0,016	0,124
seg.trim	0,015	1,015	0,028	-0,040	0,070
Bruto	0,025	1,025	0,027	-0,029	0,079
ter.trim	0,023	1,023	0,028	-0,031	0,078
Bruto	0,037	1,038	0,027	-0,016	0,091

Legenda: pri.trim - Exposição no primeiro trimestre de gestação;
seg.trim - Exposição no segundo trimestre de gestação;
ter.trim - Exposição no terceiro trimestre de gestação;
bruto - modelo ajustado apenas pela sazonalidade e ano.

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc 2010-2021, modelo misto.

Observa-se uma razão de chance de baixo peso ao nascer associado à exposição no primeiro trimestre somente para o valor bruto de 0,053 (IC95%:0,002 a 0,104), com razão de chance de 1,055. Para os segundo e terceiro trimestres, as razões de chance são de 1,028 e 1,003, respectivamente, com os intervalos de confiança incluindo o valor 0 para o parâmetro, indicando que não são estatisticamente significativos para o modelo com 350km² de área de queimada (Tabela 7).

Tabela 7 - Modelo misto para exposição de 350 km², ou mais, de queimada no município de residência da gestante, Mato grosso, 2010-2021.

Exposição	Parâmetro	Risco relativo	Erro padrão	IC95 inf.	IC95 sup.
(Intercept)	-2,753	0,064	0,077	-2,905	-2,601
pri.trim	0,043	1,044	0,027	-0,009	0,095
Bruto	0,053	1,055	0,026	0,002	0,104
seg.trim	0,028	1,028	0,027	-0,024	0,080
Bruto	0,037	1,038	0,026	-0,014	0,088
ter.trim	0,003	1,003	0,026	-0,049	0,055
Bruto	0,020	1,020	0,026	-0,031	0,070

Legenda: pri.trim - Exposição no primeiro trimestre de gestação;
seg.trim - Exposição no segundo trimestre de gestação;
ter.trim - Exposição no terceiro trimestre de gestação;
bruto - modelo ajustado apenas pela sazonalidade e ano.

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc 2010-2021, modelo misto.

As estimativas dos efeitos fixos na Tabela 8, para os confundidores, a estimativa dos nascimentos do sexo masculino tem uma razão de chance reduzido 0,803 (IC95% 0,787 a 0,820). As idades extremas da mãe, particularmente para idade de 9 a 15 anos, 1,59 (IC95% 1,452;1,746), apresentaram um aumento na razão de chance.

Escolaridade da Gestante de 1 a 3 anos de estudo ou com mais de 12 anos de estudo não apresenta valores estatisticamente significativos com 0,055 (IC95% -0,09;0,204) e 0,058 (IC95% -0,077;0,193) respectivamente. Enquanto mães indígenas demonstram uma razão de chance como fator de proteção em relação a cor de pele branca 0,607 (IC95% 0,511 a 0,723).

O parto vaginal também reduz a razão de chance de baixo peso, 0,85 (IC95% 0,832; 0,870). As consultas pré-natais são um fator significativo, com a ausência delas aumentando aumenta a chance de baixo peso ao nascer, 3,68 (IC95% 1,216;1,390).

Os meses de agosto, novembro e outubro mostraram uma razão de chance significativa para o baixo peso ao nascer, de 1,079, 1,065 e 1,095 (IC95% 0,022;0,131 - 0,008;0,117 - 0,037;0,145), respectivamente, indicando uma variação sazonal na incidência de baixo peso ao nascer.

Tabela 8 - Parâmetros estimados para os confundidores do modelo longitudinal misto, exposição 400 km², Mato Grosso, 2010-2021.

Confundidores	Parâmetro	Razão de chance	Erro padrão	IC95 inf.	IC95 sup.
Masculino	-0,219095	0,8032454	0,010387	0,787	0,820
Idade da Mãe					
[9,15)	0,465144	1,5922435	0,04717	1,452	1,746
[15,20)	0,146584	1,1578722	0,014092	1,126	1,190
[35,49)	0,299921	1,3497522	0,015875	1,308	1,392
[49,Inf)	0,471903	1,6030419	0,286215	0,915	2,809
Escolaridade da gestante					
1 a 3 anos	0,055406	1,0569697	0,075605	0,911	1,226
4 a 7 anos	-0,06477	0,937283	0,068655	0,819	1,072
8 a 11 anos	-0,074204	0,9284823	0,068035	0,813	1,061
12 anos ou mais	0,058416	1,0601559	0,068846	0,926	1,213
Cor da pele					
Amarela	0,147723	1,1591918	0,077716	0,995	1,350
Indígena	-0,497872	0,6078227	0,088359	0,511	0,723
Parda	0,10286	1,1083362	0,077279	0,953	1,290
Preta	0,135848	1,1455078	0,07992	0,979	1,340
Consultas					
Nenhuma	1,303271	3,6813186	0,044462	3,374	4,017
1 a 3 vezes	1,200466	3,3216645	0,018634	3,203	3,445
4 a 6 vezes	0,77262	2,1654323	0,011787	2,116	2,216
Tipo de parto					
Vaginal	-0,161628	0,8507576	0,011461	0,832	0,870
Mês					
Abril	-0,005932	0,9940856	0,027681	0,942	1,050
Agosto	0,07634	1,0793295	0,02783	1,022	1,140
Dezembro	0,042918	1,0438523	0,027838	0,988	1,102
Fevereiro	0,0455	1,046551	0,028293	0,990	1,106
Janeiro	0,048636	1,0498381	0,02796	0,994	1,109
Julho	0,029787	1,0302351	0,027979	0,975	1,088
Maio	-0,016481	0,9836541	0,02774	0,932	1,039
Março	0,075411	1,0783273	0,027219	1,022	1,137
Novembro	0,062542	1,0645392	0,027935	1,008	1,124
Outubro	0,091157	1,095441	0,027657	1,038	1,156
Setembro	0,059484	1,0612888	0,028026	1,005	1,121
Ano					
2010	-0,091514	0,9125485	0,049377	0,828	1,005
2011	-0,098645	0,9060643	0,026576	0,860	0,955
2012	-0,104097	0,9011379	0,026795	0,855	0,950
2013	-0,110683	0,8952225	0,026323	0,850	0,943
2016	-0,01977	0,9804241	0,025443	0,933	1,031

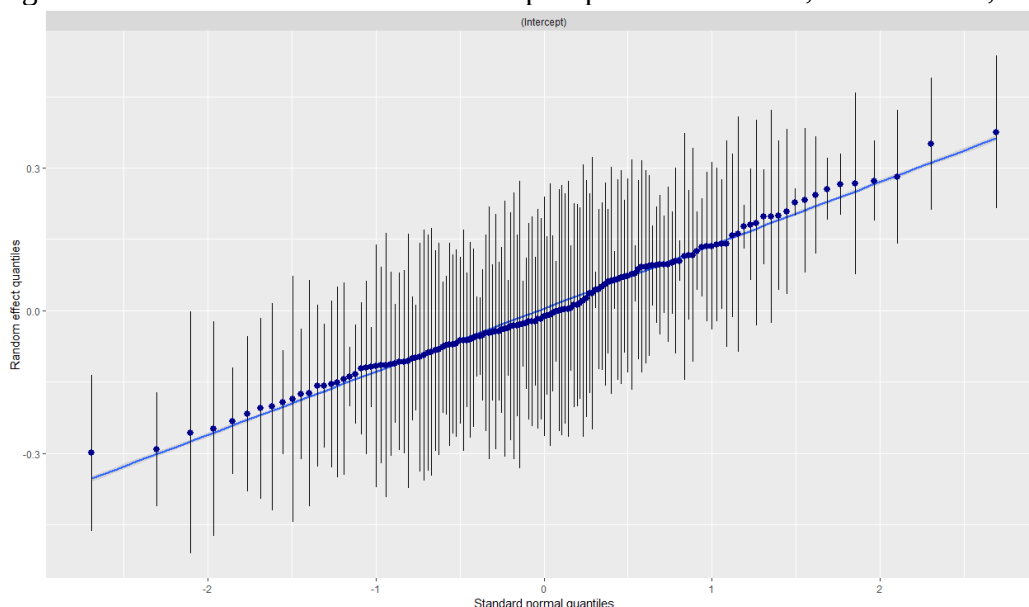
2017	-0,018866	0,9813108	0,024945	0,934	1,030
2018	-0,038881	0,9618652	0,024868	0,916	1,010
2019	0,03512	1,035744	0,024631	0,987	1,087
2020	0,024096	1,0243887	0,024818	0,976	1,075
2021	0,084898	1,088606	0,02459	1,037	1,142

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc 2010-2021, modelo misto.

5.3.1 Adequação do modelo

Os resíduos do modelo misto longitudinal com efeitos aleatórios para o nível dos municípios foram adequados para uma reta normal. A figura 20 mostra a relação do tempo por mês com a reta.

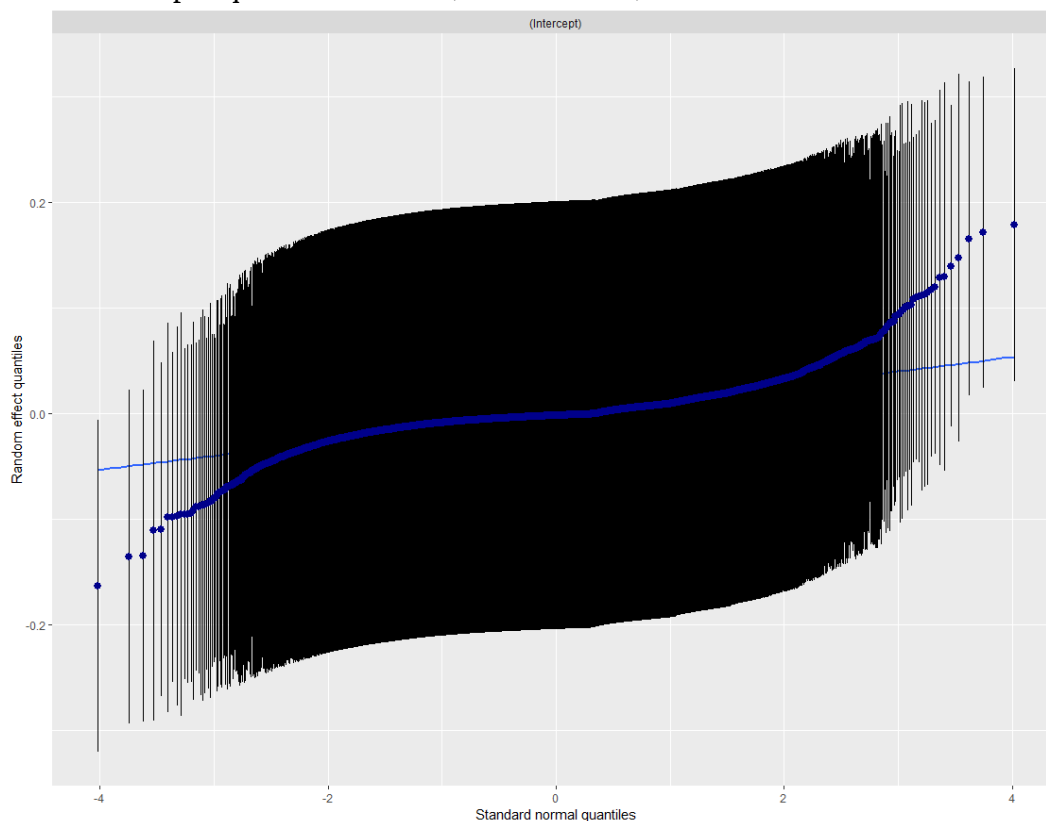
Figura 19 – Efeitos aleatórios do modelo por quantis da normal, Mato Grosso, 2010-2021.



Os efeitos aleatórios do modelo têm uma razoável aderência a reta de normalidade teórica para o nível dos municípios. O QQ-Plot (Quantile-Quantile Plot), Figura 20, que compara a distribuição dos efeitos aleatórios de um modelo misto longitudinal, para o nível do tempo, com uma distribuição normal padrão. A linha azul representa os quantis teóricos de uma distribuição normal, e os pontos representam os efeitos aleatórios do modelo. A maior parte dos pontos se aproximam da reta, no entanto os pontos das caudas não

apresentam uma boa aderência aos quantis da normal, mas pertence aos seus intervalos de confiança.

Figura 20 – Efeitos aleatórios do modelo misto longitudinal para os parâmetros do tempo por quantis da normal, Mato Grosso, 2010-2021.



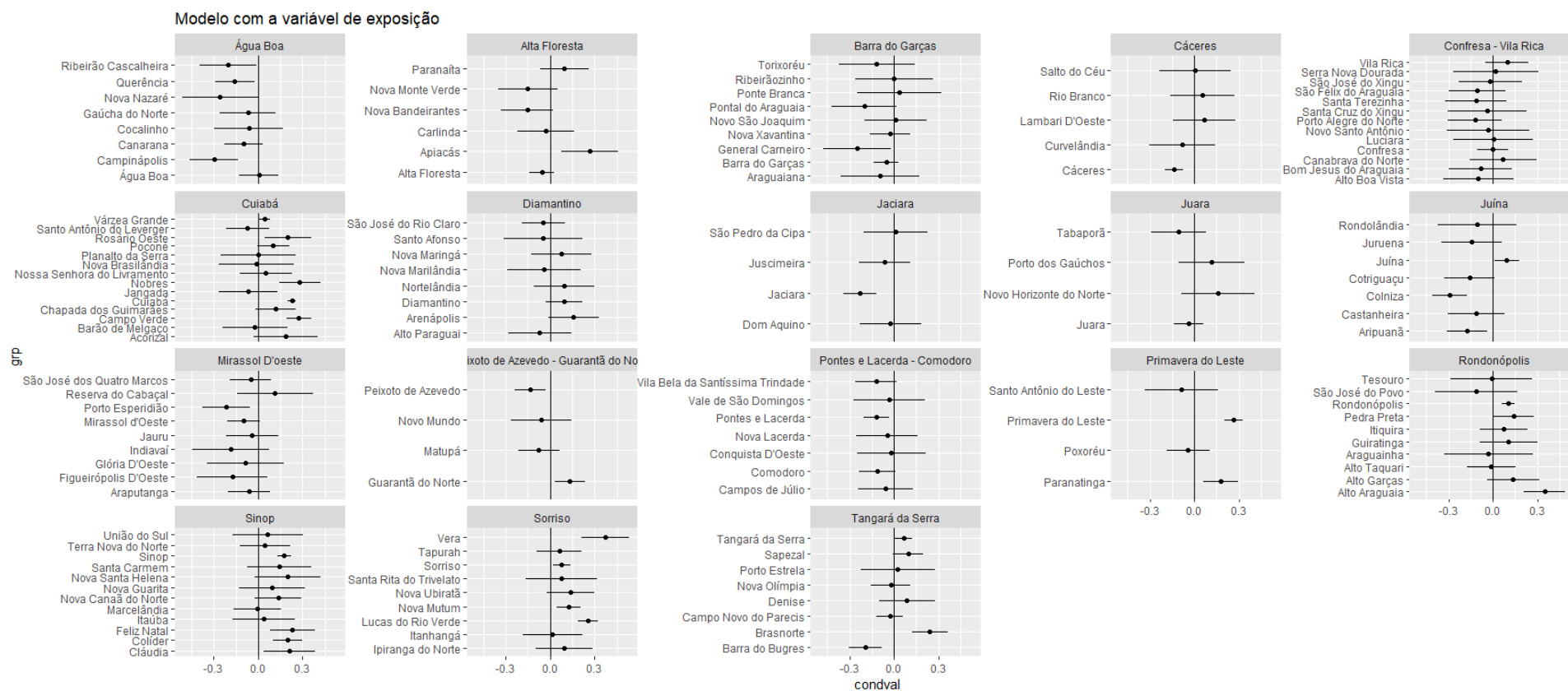
Os parâmetros aleatórios do modelo misto longitudinal, Figura 21, por regiões imediatas do estado do Mato Grosso mostram que as regiões de Alta Floresta, Cuiabá, Juína, Peixoto de Azevedo, Primavera do Leste, Rondonópolis, Sinop, Sorriso e Tangará de Serra apresentaram municípios com efeito aleatório em relação ao intercepto e intervalo de confiança diferentes de zero e indicando o maior risco de BPN nessas regiões e municípios. Sendo os municípios para Alta Floresta: Apiacás. Região Cuiabá: Várzea Grande, Nobres, Rosário Oeste, Cuiabá e Campo Verde. Região Juína: município de Juína. Região Peixoto de Azevedo: Quarentã do Norte. Região Primavera do Leste: Município Primavera do Leste e Paranatinga. Região Rondonópolis: Município Rondonópolis, Pedra Preta e Alto Araguaia. Região Sinop: Município Sinop, Feliz Natal, Colíder e Cláudia. Região Sorriso: Vera, Sorriso, Nota Mutum e Lucas do Rio Verde. Região Tangará da Serra: Município Tangará da Serra e Brasnorte. Sendo as estimativas pontuais e seus respectivos intervalos de confiança na Tabela 9.

Tabela 9 - Parâmetros aleatórios do nível do município do modelo misto longitudinal, Mato Grosso, 2010-2021.

Município	Intercepto	ic95 inferior	ic95 superior
Vera	0,375	0,215	0,535
Alto Araguaia	0,350	0,212	0,489
Nobres	0,281	0,141	0,421
Campo Verde	0,273	0,189	0,357
Apiacás	0,267	0,077	0,457
Primavera do Leste	0,265	0,201	0,329
Lucas do Rio Verde	0,256	0,190	0,321
Brasnorte	0,243	0,120	0,366
Feliz Natal	0,232	0,080	0,384
Cuiabá	0,228	0,199	0,256
Cláudia	0,208	0,035	0,382
Rosário Oeste	0,200	0,043	0,357
Colíder	0,197	0,098	0,297
Paranatinga	0,181	0,064	0,298
Sinop	0,176	0,129	0,223
Pedra Preta	0,140	0,004	0,277
Guarantã do Norte	0,133	0,029	0,236
Nova Mutum	0,126	0,043	0,208
Rondonópolis	0,105	0,063	0,147
Juína	0,095	0,010	0,179
Sorriso	0,078	0,019	0,138
Tangará da Serra	0,064	0,003	0,125
Várzea Grande	0,043	0,005	0,081

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc 2010-2021, modelo misto.

Figura 21 – Resíduos aleatórios do modelo misto longitudinal para BPN, Mato Grosso, 2010-2021.



6 DISCUSSÃO

A poluição do ar foi considerada pela OMS como uma das dez principais ameaças à saúde. Dados da OMS mostram que nove em cada dez pessoas respiram ar contendo altos níveis de poluentes, com cerca de sete milhões de mortes prematuras a cada ano como resultado do aumento da mortalidade por doenças pulmonares, infecções respiratórias agudas, doenças cardíacas, acidente vascular cerebral, câncer de pulmão (OMS, 2020).

Os incêndios florestais e queimadas são uma forma de poluição ambiental, e uma preocupação global devido aos diversos impactos negativos que causam ao aquecimento global, biodiversidade e a saúde humana a curto e longo prazo principalmente em população vulnerável, como idosos, mulheres e crianças (Childs *et al.*, 2022; Grant, Runkle, 2022; Mouillot; Field, 2005, Naeher *et al.*, 2007). Em relação ao seu principal poluente, PM_{2,5}, poucos estudos se concentraram especificamente na fumaça de incêndios florestais e eventos em saúde (Rappold *et al.*, 2017; Stowell *et al.*, 2019).

Já em relação a população de interesse desse estudo, as gestantes e seus fetos, a exposição ao PM_{2,5} foi associada a resultados adversos como parto prematuro e BPN (Amjad *et al.*, 2021; Basilio *et al.*, 2022; Bekkar *et al.*, 2020; De Medeiros; Gouveia, 2005; Gouveia *et al.*, 2017; Hao *et al.*, 2015, Morello-Frosch *et al.*, 2010; Nieuwenhuijsen *et al.*, 2013). No entanto, esse é um dos poucos estudos no Brasil, país de extensos biomas e sujeito a intensas queimas de biomassa, que pretendem avaliar a associação da queima de biomassa de florestas ambientais, queimadas e BPN. (Prass *et al.*, 2012; Requia *et al.*, 2022)

Estimar a correlação espacial dos casos de baixo peso ao nascer e áreas de queimadas florestais é importante para o monitoramento e/ou vigilância em saúde. (Mouillot; Field, 2005). A nível de tendências globais, a perda florestal relacionada a incêndios permanece incerta devido à falta de uma metodologia globalmente consistente aplicado a dados de alta resolução espacial (Tyukavina *et al.*, 2022). O monitoramento de queimadas através de imagens de satélite tornou-se uma ferramenta crucial para gerenciar e entender melhor os incêndios florestais, especialmente em regiões onde o acompanhamento intensivo no terreno é desafiador ou impraticável, condição que se aplica à maior parte do Brasil e mundo (Abdo *et al.*, 2019; Breton *et al.*, 2011; Heft- Neal *et al.*, 2022; Providelo; Arrais, 2017). Essas ferramentas permitem a observação contínua e abrangente de áreas extensas, fornecendo

dados valiosos sobre a localização, a extensão e a intensidade dos incêndios (Rudorff; Mello; Shimakuburo, 2009).

As imagens de satélite podem oferecer ainda dados históricos sobre a ocorrência de queimadas, facilitando a compreensão de padrões sazonais e anuais, bem como a identificação de tendências de longo prazo (De Jesus *et al.*, 2020). Assim, essa tecnologia representa um avanço significativo na capacidade de monitoramento e gestão de queimadas, com implicações importantes para a proteção ambiental, a saúde pública e o desenvolvimento de políticas eficazes de prevenção e controle de incêndios (Ignotti *et al.*, 2010; Marengo *et al.*, 2016) e no caso do estado do Mato Grosso, para as áreas de queimada, a correlação espacial pelo I de Moran para o ano 2010, 2015 e 2021 0,492, 0,387 e 0,263 temos uma redução da correlação espacial com o tempo e da formação dos clusters de alto-alto se dirigindo para o sul do estado e para as taxas padronizadas do BPN não foi encontrada correlação espacial.

Segundo estudo de Xu *et al.* 2020, a poluição da queima da biomassa pode chegar até 1000km da origem do incêndio. Os resultados desse estudo mostram associação no primeiro trimestre da gestação em uma área de queimada de até 400 km² ou mais no município de residência sendo esse estimado por um modelo misto longitudinal onde a exposição no primeiro trimestre de gestação foi estimada uma razão de chance 6,3% de ter BPN sendo o município com maior chance o de Vera com um intercepto aleatório de 0,375 (IC95% 0,215; 0,535). Estudo de Abdo *et al.*, 2019, também apresenta resultados com relação ao primeiro trimestre da gestação. Provável mecanismo para primeiro trimestre pode ser explicado pelo período embrionário, quando ocorre formação de todos os principais sistemas de órgãos humanos.

Falar da região indígena que é protegida e tem menos incêndios- olha o site do BIOMA Map. Compara com seus resultados.

Estudo de Junger e Ponce de Leon, 2000, sugere que existe uma associação entre poluição atmosférica e a ocorrência de baixo peso ao nascer no Município do Rio de Janeiro, principalmente nos primeiro e terceiro trimestres de gestação, são mais prováveis de nascer com peso inferior a 2.500g. Estudo de Requia, que mostra a associação BPN e fumaça de queima de biomassa corrobora com os resultados acima com as maiores associações ocorrendo no primeiro e terceiro trimestres e mostra que no Brasil, a região Sul apresenta aumento estimado de 18,55% (IC95%: 13,66 –23,65%) de BPN quando a exposição ocorreu no primeiro trimestre. Nas outras regiões brasileiras, houve variação das associações dependendo do trimestre de exposição.

É reconhecido que o BPN apresenta etiologia multicausal. Os resultados do nosso modelo mostram que o sexo masculino, raça indígena, maior número de consultas pré-natais são fatores de proteção a BPN. Foi observado que nem todas as gestantes realizam o número de consultas pré-natais necessárias (no mínimo sete) para o bom acompanhamento do feto (Tolio, Moraes, Jacob, 2020). Ao passo que as idades extremas, baixo nível de escolaridade (1-3 anos) corrobora para maior BPN. Esses resultados são semelhantes aos descritos na literatura para BPN (Kramer, 1997).

Esse estudo apresenta sazonalidade para BPN nos meses de agosto, outubro e novembro ao longo dos anos estudados e para os anos de 2011, 2012 e 2013 foram anos com menor chance de BPN e o ano de 2021 apresentou a maior chance de risco para BPN. Resultado que vai de encontro as estimativas apresentadas o Brasil, todos os anos, para período entre os meses de junho e novembro, onde há aumento de registro dos focos de calor pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2020).

Esses são resultados de um estudo ecológico, portanto, é importante considerar que as conclusões são baseadas em dados agregados, não em nível individual. Isso pode introduzir o problema da falácia ecológica, onde associações observadas em nível de grupo podem não representar as mesmas associações em nível individual. Assim, embora haja uma indicação de que a exposição a queimadas no primeiro trimestre de gestação possa estar associada ao baixo peso ao nascer (BPN), as relações de risco em nível individual podem não ser refletidas com precisão. A implicação potencial é uma estimativa imprecisa (subestimada ou superestimada) da verdadeira associação entre a exposição à queima de biomassa e BPN. Muitos fatores de risco individuais para BPN, como variáveis nutricionais e de estilo de vida (tabagismo, etilismo), não foram considerados no estudo (Lopresti, Hood, Drummond, 2013).

Em contrapartida, quando realizamos a análise multinível, podemos enfrentar a falácia atomística, que ocorre ao usar variáveis a nível individual para fazer inferências no nível ecológico. Neste estudo, relacionamos a disponibilidade de área queimada de biomassa ao município de residência da gestante. O modelo considera a quantidade em km² de área queimada; no entanto, não relaciona o tempo de exposição da gestante ao ar poluído pela queima de biomassa nem a distância da residência da gestante até a área queimada (McCoy et al., 2016; O'Donnel et al., 2013; O'Donnel et al., 2015).

As imagens dos satélites Landsat 7 e 8 têm uma periodicidade de 16 dias. Em biomas como o Cerrado, que possuem alta resiliência a períodos de seca, a vegetação pode brotar em até 15 dias após uma queimada, gerando um falso negativo para o NBR e não detectando uma área queimada (Alberto de Mattos Scaramuzza et al., 2017).

Para a comparação de modelos mistos por ANOVA, foram retiradas as observações faltantes para comparar com o modelo nulo, resultando na perda dos dados do ano de 2014.

Ainda, como limitação deste estudo, não foram excluídos partos gemelares e/ou nascimentos de BPN por má formação congênita.

CONCLUSÕES

A poluição do ar, incluindo a proveniente de queimadas, é uma grave ameaça à saúde global, afetando particularmente populações vulneráveis e contribuindo para mortes prematuras. Este estudo foca nos efeitos da exposição de queimadas no baixo peso ao nascer (BPN) em gestantes do Mato Grosso. Utilizando modelos mistos longitudinais e dados de satélite para monitoramento de incêndios, foi observada uma associação entre a exposição no primeiro trimestre da gestação e o aumento de 6,3% no risco de BPN. A análise espacial indicou uma redução na correlação de queimadas ao longo do tempo e ausência de correlação espacial para o BPN. Fatores como sexo masculino do recém-nascido e maior número de consultas pré-natais emergiram como protetores contra o BPN, enquanto extremos de idade materna e baixa escolaridade mostraram-se fatores de risco. A sazonalidade do BPN foi identificada nos meses de agosto a novembro, coincidindo com o pico de queimadas na região e os anos de 2011, 2012 e 2013 foram anos com a menor chance de BPN e 2021 apresentou o maior fator de risco com 0,085 (IC95% 0,037; 0,133). Os resultados apontam para a importância do acompanhamento pré-natal e características socioeconômicas e demográficas na saúde neonatal e redução das queimadas.

DA SILVA, A. M. C. et al. Low birth weight at term and the presence of fine particulate matter and carbon monoxide in the Brazilian Amazon: A population-based retrospective cohort study. *BMC Pregnancy and Childbirth*, v. 14, n. 1, 6 set. 2014.

LUZ, A. da; FOCHEZATTO, A. O transbordamento do PIB do Agronegócio do Brasil: uma análise da importância setorial via Matrizes de Insumo-Produto. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 61, n. 1, 2023.

REFERÊNCIAS

- ABBAFATI, C. *et al.* Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. **The Lancet**, v. 396, n. 10258, 2020. Disponível em [https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736\(20\)30752-2/fulltext](https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(20)30752-2/fulltext) . Acesso em 12 de outubro de 2022.
- ABC RN; JOHNSTON, F. **Smoke from 1997 Indonesian forest fires killed more than 100,000. The Science Show**, 2016.
- ALBERTO DE MATTOS SCARAMUZZA, C. *et al.* LAND-USE AND LAND-COVER MAPPING OF THE BRAZILIAN CERRADO BASED MAINLY ON LANDSAT-8 SATELLITE IMAGES. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 69, n. 6, 14 jun. 2017. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44309>. Acesso em: 16 nov. 2022.
- AGUILERA, R. *et al.* Wildfire smoke impacts respiratory health more than fine particles from other sources: observational evidence from Southern California. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, 1 dez. 2021.
- Ambient (outdoor) air pollution.** Disponível em: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health). Acesso em: 29 jul. 2023.
- AMJAD, S. *et al.* **Wildfire exposure during pregnancy and the risk of adverse birth outcomes: A systematic review.** *Environment International* Elsevier Ltd, , 1 nov. 2021.
- ARAGÃO, L. E. O. C. *et al.* 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, 2018.
- Basilio, E. *et al.*, 2022. Wildfire Smoke Exposure during Pregnancy: A Review of Potential Mechanisms of Placental Toxicity, Impact on Obstetric Outcomes, and Strategies to Reduce Exposure. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, 19, 13727. <https://doi.org/10.3390/ijerph192113727>
- BEKKAR, B. *et al.* Association of Air Pollution and Heat Exposure with Preterm Birth, Low Birth Weight, and Stillbirth in the US: A Systematic Review. **JAMA Network Open**, v. 3, n. 6, 18 jun. 2020.
- BRAZIL. **Ministério da Saúde. Sistema de Informação de Agravos de Notificação - Sinan.**
- CANSLER, C. A.; MCKENZIE, D. Climate, fire size, and biophysical setting control fire severity and spatial pattern in the northern Cascade Range, USA. **Ecological Applications**, v. 24, n. 5, 2014.
- CARDIL, A. *et al.* **Recent deforestation drove the spike in Amazonian fires.** *Environmental Research Letters*, 2019.

CAUMO, S. *et al.* Impactos na saúde humana causados pela exposição a incêndios florestais: as evidências obtidas nas últimas duas décadas. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 30, 2022.

Chen, G. *et al.* Mortality risk attributable to wildfire-related PM_{2.5} pollution: a global time series study in 749 locations. www.thelancet.com/planetary-health -2021

CHILDS, M. L. *et al.* Daily Local-Level Estimates of Ambient Wildfire Smoke PM 2.5 for the Contiguous US . **Environmental Science & Technology**, 4 out. 2022.

CONCEIÇÃO, D. S. *et al.* O IMPACTO DAS QUEIMADAS NA SAÚDE PÚBLICA. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 59498–59502, 2020.

DA SILVA, A. M. C. *et al.* Low birth weight at term and the presence of fine particulate matter and carbon monoxide in the Brazilian Amazon: A population-based retrospective cohort study. **BMC Pregnancy and Childbirth**, v. 14, n. 1, 6 set. 2014.

DADVAND, P. *et al.* Maternal exposure to particulate air pollution and term birth weight: A multi-country evaluation of effect and heterogeneity. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 3, p. 367–373, 2013.

DE JESUS, J. B. *et al.* Analysis of the temporal, spatial and trend incidence of fire in biomes and conservation units of Brazil. **Ciencia Florestal**, v. 30, n. 1, 2020.

DE MEDEIROS, A. P. P.; GOUVEIA, N. Relationship between low birthweight and air pollution in the city of Sao Paulo, Brazil. **Revista de Saude Publica**, v. 39, n. 6, 2005.

DEJMEK, J. *et al.* Maternal exposure to dust particles during pregnancy and fetal growth in 2 regions with different levels of air pollution. **Casopis lékařů českých**, v. 139, n. 6, p. 177–182, 2000.

DEPARTMENT OF THE INTERIOR U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **Landsat 8 Data Users Handbook (LSDS-1574 Version 5.0)**. [s.l: s.n.].

DOCKERY, D. W. *et al.* An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. **New England Journal of Medicine**, v. 329, n. 24, p. 1753–1759, 9 dez. 1993.

DOCKERY, D. W.; POPE, C. A. **The threat to air pollution health studies behind the environmental protection agency's cloak of science transparency**. **American Journal of Public Health**American Public Health Association Inc., , 2020.

EarthExplorer. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 21 jul. 2023.

ECKERT, C. T. *et al.* Biomassa Residual Vegetal. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 2, n. 3, 2013.

FIGUEROA PEDRAZA, D. BAIXO PESO AO NASCER NO BRASIL: REVISÃO SISTEMÁTICA DE ESTUDOS BASEADOS NO SISTEMA DE INFORMAÇÕES SOBRE NASCIDOS VIVOS. **Revista Brasileira Ciências da Saúde - USCS**, v. 12, n. 41, 28 nov. 2014.

FINCH, W. H.; BOLIN, J. E.; KELLEY, K. **Multilevel Modeling Using R**. [s.l.] Chapman and Hall/CRC, 2019.

Finney, D.C. *et al.*, 2018. A projected decrease in lightning under climate change **Nature Climate Change**, v.8, p. 210–213, 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41558-018-0072-6>. Acesso em 12 out 2023.

FRANKS, S.; MASEK, J. G.; TURNER, M. G. Monitoring forest regrowth following large scale fire using satellite data: A case study of Yellowstone National Park, USA. **European Journal of Remote Sensing**, v. 46, n. 1, 2013.

Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz). (2020). Emergência de saúde pública relacionada à exposição à poluição atmosférica por material particulado fino decorrente de queimadas no Brasil. https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/queimadas_incendios_florestais_alerta_risco.pdf. Acesso em: 21 jul. 2023.

GLINIANAIA, S. V. *et al.* **Particulate air pollution and fetal health: A systematic review of the epidemiologic evidence**. **Epidemiology**, jan. 2004.

GONÇALVES, K. DOS S.; DE CASTRO, H. A.; HACON, S. DE S. **As queimadas na região amazônica e o adoecimento respiratório**. **Ciencia e Saude Coletiva**, 2012.

GORDIS, L. **Epidemiology, 5th edition**. [s.l.: s.n.]. v. 62

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, 2017.

GOUVEIA, N. *et al.* Air pollution and hospitalizations in the largest Brazilian metropolis. **Revista de Saude Publica**, v. 51, 2017.

Grant, E. ; Runkle , J.D. Long-term health effects of wildfire exposure: A scoping review. *The Journal of Climate Change and Health* 6 (2022) 100110. Disponível em :

GU, H. *et al.* A gradient relationship between low birth weight and IQ: A meta-analysis. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, 1 dez. 2017.

HA, E. H. *et al.* Is air pollution a risk factor for low birth weight in Seoul? **Epidemiology**, v. 12, n. 6, 2001.

HAO, Y. Geographic variation in the association between ambient fine particle matter (PM_{2.5}) and term low birth weight in the United States. **Environmental Health Perspectives**, v. 124, n.2, p 250-255, 2015.

Holstius DM, Reid CE, Jesdale BM, Morello-Frosch R. 2012. Birth weight following pregnancy during the 2003 Southern California wildfires. **Environ Health Perspect** 120:1340–1345, doi: 10.1289/ehp.1104515

IBGE. **IBGE :: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística** Pesquisar IBGE :: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

IGNOTTI, E. *et al.* Efeitos das queimadas na Amazônia: Método de seleção dos municípios segundo indicadores de saúde. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 10, n. 4, 2007.

IGNOTTI, E. *et al.* **Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: a time series approach** **Poluição do ar e admissões hospitalares por doenças respiratórias na Amazônia subequatorial: abordagem de séries temporais**. [s.l.] abr, 2010a. Disponível em: <<http://lba.cptec.inpe.br/lba/>>.

IGNOTTI, E. *et al.* Impact on human health of particulate matter emitted from burnings in the Brazilian Amazon region. **Revista de Saude Publica**, v. 44, n. 1, 2010b.

INPE. Disponível em: <<https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/situacao-atual/>>. Acesso em: 21 out. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. O recorte das Regiões Geográficas Imediatas e Intermediárias de 2017. Em: **Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias**. [s.l.: s.n.].

IPCC. Global Warming of 1.5 °C. **One Earth**, v. 1, n. 3, 2019.

IPCC. Mitigation Pathways Compatible with 1.5°C in the Context of Sustainable Development. Em: **Global Warming of 1.5°C**. [s.l.: s.n.].

JACOBSON, L. D. S. V. *et al.* Acute effects of particulate matter and black carbon from seasonal fires on peak expiratory flow of schoolchildren in the Brazilian Amazon. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 13 ago. 2014.

JOHNSTON, F. H. *et al.* Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 5, 2012.

JOLLY, W. M. *et al.* Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nature Communications**, v. 6, 2015.

JOSEPH, K. S.; KRAMER, M. S. **Review of the evidence on fetal and early childhood antecedents of adult chronic disease**. **Epidemiologic Reviews**, 1996.

JUNGER, W. L.; PONCE DE LEON, A. Poluição do ar e baixo peso ao nascer no Município do Rio de Janeiro, Brasil, 2002. **Cadernos de Saude Publica**, v. 23, n. SUPPL. 4, 2007.

KANNAN, S. *et al.* **Exposures to airborne particulate matter and adverse perinatal outcomes: A biologically plausible mechanistic framework for exploring potential effect modification by nutrition**. **Environmental Health Perspectives**, nov. 2006.

KEY, C. H.; BENSON, N. C. Landscape assessment: remote sensing of severity, the normalized burn ratio and ground measure of severity, the composite burn index. **FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system** Ogden, Utah: USDA Forest Service, Rocky Mountain Res. Station, 2005.

KLEPAC, P. *et al.* Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A comprehensive review and identification of environmental public health challenges. **Environmental research**, v. 167, p. 144–159, 1 nov. 2018.

KNORR, W. *et al.* Wildfire air pollution hazard during the 21st century. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 17, n. 14, 2017.

Kollanus V, Tiittanen P, Niemi JV, Lanki T. Effects of long-range transported air pollution from vegetation fires on daily mortality and hospital admissions in the Helsinki metropolitan area, **Finland**. **Environ Res** 2016;151:351-8.

Kramer MS. Determinants of low birth weight: methodological assessment and meta-analysis. **Bulletin of the World Health Organization**. 1987; 65(5):663-737.

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. **Journal of Statistical Software**, v. 82, n. 13, 2017.

LEMENKOVA, P.; DEBEIR, O. R Libraries for Remote Sensing Data Classification by K-Means Clustering and NDVI Computation in Congo River Basin, DRC. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 12, n. 24, 2022.

LI, C. *et al.* Maternal exposure to air pollution and the risk of low birth weight: A meta-analysis of cohort studies. **Environmental Research**, v. 190, 1 nov. 2020.

LIOUSSE, C. *et al.* Updated African biomass burning emission inventories in the framework of the AMMA-IDAF program, with an evaluation of combustion aerosols. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, n. 19, 2010.

LOPRESTI, A. L.; HOOD, S. D.; DRUMMOND, P. D. *A review of lifestyle factors that contribute to important pathways associated with major depression: Diet, sleep and exercise* **Journal of Affective Disorders**, 2013.

Low birth weight, prevalence (%). Disponível em: [https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/low-birth-weight-prevalence-\(-\)](https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/low-birth-weight-prevalence-(-)). Acesso em: 23 jul. 2023.

Lu F, Xu D, Cheng Y, *et al.* Systematic review and meta-analysis of the adverse health effects of ambient PM2.5 and PM10 pollution in the Chinese population. **Environ Res** 2015; 136: 196–204.

MARAFON, A. C. *et al.* Uso da Biomassa para a Geração de Energia. **Embrapa Tabuleiros Costeiros**, v. 211, 2016.

MARENGO, J. A. *et al.* Extreme Seasonal Climate Variations in the Amazon **Basin: Droughts and Floods**. Em: [s.l: s.n.].

MCCORMICK, M. C. The Contribution of Low Birth Weight to Infant Mortality and Childhood Morbidity. **New England Journal of Medicine**, v. 312, n. 2, 1985.

McCoy, S.J., Zhao, X., 2016. Wildfire and infant health: A geo-spatial approach to estimating the health impacts of ambient air pollution and in-utero stress. Working Paper. University of Pittsburgh, Pittsburgh (PA).

MENG, X. *et al.* Estimating PM2.5 concentrations in Northeastern China with full spatiotemporal coverage, 2005–2016. **Remote Sensing of Environment**, v. 253, p. 112203, 1 fev. 2021.

MILLER, J. D.; THODE, A. E. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). **Remote Sensing of Environment**, v. 109, n. 1, 2007.

MORELLO-FROSCH, R. *et al.* Ambient air pollution exposure and full-term birth weight in California. **Environmental Health: A Global Access Science Source**, v. 9, n. 1, 2010.

MORETTIN, P. A.; TOLOI, CLÉLIA. **Análise de séries temporais**. ABE-Projeto Fisher ed. [s.l.] Edgard Blücher., 2004.

MOUILLOT, F.; FIELD, C. B. Fire history and the global carbon budget: a 10x 10 fire history reconstruction for the 20th century. **Global Change Biology**, v. 11, n. 3, p. 398–420, mar. 2005.

NAEHER, L. P. *et al.* **Woodsmoke health effects: A review**. **Inhalation Toxicology**, 1 jan. 2007.

NIETO-BETANCURT, L. *et al.* Seasonal and Temporal Patterns of Homicides and Suicides in Cali and Manizales, Colombia: A Times-Series Analysis 2008–2015. **Archives of Suicide Research**, p. 1–20, 30 ago. 2021.

NIEUWENHUIJSEN, M. J. *et al.* **Environmental risk factors of pregnancy outcomes: a summary of recent meta-analyses of epidemiological studies**. **Environmental health : a global access science source**, 2013.

Novas diretrizes da OMS sobre qualidade do ar reduzem valores seguros para poluição | As Nações Unidas no Brasil. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/145721-novas-diretrizes-da-oms-sobre-qualidade-do-ar-reduzem-valores-seguros-para-polui%C3%A7%C3%A3o>>. Acesso em: 23 jul. 2023.

Novas Diretrizes Globais de Qualidade do Ar da OMS visam salvar milhões de vidas da poluição atmosférica - OPAS/OMS | Organização Pan-Americana da Saúde. Disponível em: <<https://www.paho.org/pt/noticias/22-9-2021-novas-diretrizes-globais-qualidade-do-ar-da-oms-visam-salvar-milhoes-vidas-da>>. Acesso em: 23 jul. 2023.

Novos dados confirmam: os incêndios florestais estão mais graves | WRI Brasil. Disponível em: <<https://www.wribrasil.org.br/noticias/novos-dados-confirmam-os-incendios-florestais-estao-mais-graves>>. Acesso em: 23 jul. 2023.

NOVOTNY, E. H. *et al.* BIOCHAR: PYROGENIC CARBON FOR AGRICULTURAL USE - A CRITICAL REVIEW. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 2, 2015.

O'Donnell, M., Behie, A., 2015. Effects of wildfire disaster exposure on male birth weight in an Australian population. **Evol. Med. Public Health** 2015 (1), 344–354. <https://doi.org/10.1093/emph/eov027>.

O'Donnell, M.H., Behie, A.M., 2013. Effects of bushfire stress on birth outcomes: A cohort study of the 2009 Victorian Black Saturday bushfires. **Int. J. Disast. Risk Re.** 5, 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2013.08.002>.

OLIVEIRA, M. S. DE *et al.* Differential susceptibility according to gender in the association between air pollution and mortality from respiratory diseases. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 27, n. 9, 2011.

OLIVEIRA, M. S. DE; FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ. ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA SERGIO AROUCA. RIO DE JANEIRO, R. BRASIL. Associação entre poluição do ar e morbimortalidade por doenças cardiorespiratórias no Município de Volta Redonda, RJ, Brasil. 2011.

PEBESMA, E. Simple features for R: Standardized support for spatial vector data. **R Journal**, v. 10, n. 1, 2018.

Prass, T.S. *et al.* Amazon Forest fires between 2001 and 2006 and birth weight in Porto Velho. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* volume 89, pages1–7 (2012). Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00128-012-0621-z>. Acesso em 23 jul. 2023

PROVIDELO, L. A.; ARRAIS, N. Produtos de Geração Rápida com os Satélites Sentinel-1 e Sentinel-2 para Monitoramento do Parque Eólico Pedra Cheirosa. **56th Annual Conference of Metallurgists**, v. 10, n. 10, 2017.

QUEIMADAS E INCÊNDIOS FLORESTAIS - ALERTA DE RISCO SANITÁRIO E RECOMENDAÇÕES PARA A POPULAÇÃO MINISTÉRIO DA SAÚDE Secretaria de Vigilância em Saúde Departamento de Saúde Ambiental, do Trabalhador e Vigilância das Emergências em Saúde Pública. https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/queimadas_incendios_florestais_alerta_risco.pdf - MS, 2020

R CORE TEAM. **The R Project for Statistical Computing**, Vienna, Austria. R Core Team (2022). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>, [s.d.].

RAPPOLD, A. G. *et al.* Community Vulnerability to Health Impacts of Wildland Fire Smoke Exposure. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 12, 2017.

REQUIA, W. J. *et al.* Birth weight following pregnancy wildfire smoke exposure in more than 1.5 million newborns in Brazil: A nationwide case-control study. **The Lancet Regional Health - Americas**, v. 11, p. 100229, 2022.

RIBEIRO, H.; ASSUNÇÃO, J. V. DE. Efeitos das queimadas na saúde humana. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 44, 2002.

RIGHTS WATCH, H. **“O Ar é Insuportável” Os impactos das queimadas associadas ao desmatamento da Amazônia brasileira na saúde.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.hrw.org/pt>>.

RITZ, B.; YU, F. The effect of ambient carbon monoxide on low birth weight among children born in southern California between 1989 and 1993. **Environmental Health Perspectives**, v. 107, n. 1, 1999.

ROTHMAN, K.; GREENLAND, S.; LASH, T. **Epidemiologia Moderna.** [s.l: s.n.].
ROY, D. P. *et al.* Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. **Remote Sensing of Environment**, v. 145, p. 154–172, 5 abr. 2014.

RUDORFF, B. F. T.; MELLO, M. P.; SHIMABUKURO, Y. E. **Imagens de satélites de sensoriamento remoto no Brasil.** Proceedings of the 2nd Symposium of Geotechnologies in the Pantanal. **Anais...**2009.

SCHOWENGERDT, R. A. **Remote sensing: Models and methods for image processing: Second edition.** [s.l: s.n.].

SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D. W. Particulate air pollution and daily mortality in Steubenville, Ohio. **American Journal of Epidemiology**, v. 135, n. 1, p. 12–19, 1 jan. 1992.

SCHWELA, D. H. *et al.* **HEALTH GUIDELINES FOR VEGETATION FIRE EVENTS Guideline document.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.fire.uni-freiburg.de>>.

SCROGGINS, J. **Climate Change is Making Natural Disasters Worse, and More Likely. How Do We Protect the Most Vulnerable? - Public Health Institute.**

SNIJDERS, T. A. B.; BOSKER, R. J. Multilevel Analysis: An Introduction to Basic and Advanced Multilevel Modeling. p. 368, 2011.

STANAWAY, J. D. *et al.* Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990-2017: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. **The Lancet**, v. 392, n. 10159, 2018.

State of Global Air 2020. Disponível em: https://www.c40knowledgehub.org/s/article/State-of-Global-Air?language=en_US. Acesso em: 2 nov. 2022.

STOWELL, J. D. *et al.* Associations of wildfire smoke PM2.5 exposure with cardiorespiratory events in Colorado 2011–2014. **Environment International**, v. 133, 2019.

SZWARCWALD, C. L. *et al.* Inequalities in healthy life expectancy by Brazilian geographic regions: Findings from the National Health Survey, 2013. **International Journal for Equity in Health**, v. 15, n. 1, 2016.

TEAM, T. R. D. C. **Package “terra”.**

TEOBALDO, D.; BAPTISTA, G. M. DE M. Quantificação da Severidade das Queimadas e da Perda de Sequestro Florestal de Carbono em Unidades de Conservação do Distrito Federal

(Measurement of Severity of Fires and Loss of Carbon Forest sink in the Conservation Units at Distrito Federal). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 1, p. 250, 10 fev. 2016.

TOLIO, F.B.; MORAES, A.B.; JACOBI, L.F. Identificação de fatores de risco para o baixo peso ao nascer – uma análise de regressão logística. *Ci. e Nat., Santa Maria*, v. 42, C. Ed.: Stat., e23, 2020.

TYUKAVINA, A. *et al.* Global Trends of Forest Loss Due to Fire From 2001 to 2019. **Frontiers in Remote Sensing**, v. 3, 15 mar. 2022.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. Landsat 8 Data Users Handbook. **Nasa**, v. 8, n. November, 2019.

VICTORA, C. G. *et al.* Maternal and Child Undernutrition 2 Maternal and child undernutrition: consequences for adult health and human capital. **www.thelancet.com**, v. 371, 2008.

VILANOVA, C. S. *et al.* The relationship between the different low birth weight strata of newborns with infant mortality and the influence of the main health determinants in the extreme south of brazil. **Population Health Metrics**, v. 17, n. 1, 27 nov. 2019.

WATKINS, W. J.; KOTTECHA, S. J.; KOTTECHA, S. All-Cause Mortality of Low Birthweight Infants in Infancy, Childhood, and Adolescence: Population Study of England and Wales. **PLoS Medicine**, v. 13, n. 5, 1 maio 2016.

WEGESSER, T. C.; PINKERTON, K. E.; LAST, J. A. California wildfires of 2008: Coarse and fine particulate matter toxicity. **Environmental Health Perspectives**, v. 117, n. 6, 2009.

WHO. **World Health Organisation(WHO) definition of health - Public health. World Health Organization**, 2019.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York**. [s.l: s.n.]. v. 35.

Wildfires. Disponível em: <https://www.who.int/health-topics/wildfires#tab=tab_1>. Acesso em: 22 jul. 2023.

Wildfire Smoke: A Guide for Public Health Officials | AirNow.gov. Disponível em: <<https://www.airnow.gov/publications/wildfire-smoke-guide/wildfire-smoke-a-guide-for-public-health-officials/>>. Acesso em: 16 nov. 2023. [Wildfire Smoke: A Guide for Public Health Officials | AirNow.gov](https://www.airnow.gov/publications/wildfire-smoke-guide/wildfire-smoke-a-guide-for-public-health-officials/)

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Mortality and burden of disease from ambient air pollution**.

XU, R. *et al.* Wildfires, Global Climate Change, and Human Health. **New England Journal of Medicine**, v. 383, n. 22, 2020.

YUAN, L. *et al.* Critical windows for maternal fine particulate matter exposure and adverse birth outcomes: The Shanghai birth cohort study. **Chemosphere**, v. 240, 1 fev. 2020.

ZANIN, G. D. et al. **Análise da injeção e dispersão das plumas de fumaça na atmosfera oriundas das queimadas da América do Sul.** *Caminhos de Geografia*, v. 23, n. 85, p. 1–19, 4 fev. 2022.

APÊNDICE – Estatísticas descritivas dos municípios ordenado do menor peso médio ao nascer ao maior - Mato Grosso, 2010-2021.

Município	Média	Desvio padrão	mediana	IC95 inf	IC95 sup	IDH-M
Araguainha	2873,00	1030,09	3250,00	1593,97	4152,03	0,70
Denise	3010,98	601,55	3100,00	2893,41	3128,55	0,68
Vale de São Domingos	3026,86	650,87	3020,00	2803,28	3250,44	0,66
Conquista D'Oeste	3044,31	557,43	3105,00	2884,19	3204,42	0,72
Brasnorte	3059,14	583,33	3110,00	2993,63	3124,65	0,70
Pontes e Lacerda	3066,41	549,84	3102,50	3029,61	3103,21	0,70
Nova Maringá	3067,68	621,71	3138,00	2927,51	3207,85	0,66
Mirassol d'Oeste	3072,83	558,86	3082,50	3018,17	3127,49	0,70
Canabrava do Norte	3075,33	553,42	3102,50	2939,28	3211,38	0,67
Novo Santo Antônio	3087,00	537,97	3070,00	2917,20	3256,80	0,65
Cláudia	3092,15	633,86	3102,50	2985,45	3198,85	0,70
Guiratinga	3092,48	561,09	3220,00	2969,97	3215,00	0,71
Nova Guarita	3096,50	480,87	3050,00	2980,11	3212,89	0,69
Nova Lacerda	3097,63	554,84	3122,50	2985,20	3210,05	0,64
Barão de Melgaço	3099,05	589,93	3142,50	2943,94	3254,16	0,60
Tangará da Serra	3103,28	533,92	3130,00	3078,24	3128,32	0,73
Juína	3107,78	575,61	3132,50	3063,65	3151,91	0,72
Colíder	3108,26	585,56	3165,00	3054,37	3162,15	0,71
Santa Cruz do Xingu	3118,33	378,08	3120,00	2990,41	3246,26	0,68
Guarantã do Norte	3119,68	557,13	3170,00	3074,13	3165,24	0,70
Santa Rita do Trivelato	3121,82	613,10	3155,00	2945,71	3297,92	0,74
Primavera do Leste	3126,20	517,52	3160,00	3099,48	3152,91	0,75
Nova Xavantina	3127,00	524,92	3160,00	3068,43	3185,57	0,70
Feliz Natal	3128,06	556,79	3218,50	3056,03	3200,08	0,69
Nova Santa Helena	3128,74	496,17	3157,50	3019,72	3237,76	0,71
Figueirópolis D'Oeste	3129,03	483,09	3100,00	2954,86	3303,20	0,68
Nossa Senhora do Livramento	3130,88	586,62	3115,00	3023,47	3238,30	0,64
Rio Branco	3132,09	485,76	3180,00	3013,60	3250,58	0,71
Alto Araguaia	3133,30	576,57	3197,50	3048,97	3217,63	0,70
Planalto da Serra	3133,88	689,92	3347,50	2913,23	3354,52	0,66
Terra Nova do Norte	3134,49	513,81	3140,00	3056,23	3212,75	0,70
Juscimeira	3139,00	620,30	3140,00	3018,37	3259,63	0,71
Nova Canaã do Norte	3141,69	532,75	3125,00	3061,97	3221,41	0,69
Itaúba	3141,90	500,51	3175,00	3036,47	3247,33	0,69
São José dos Quatro Marcos	3142,65	478,50	3185,00	3078,33	3206,98	0,72
Apiacás	3142,72	612,77	3200,00	3036,39	3249,06	0,68
Vila Bela da Santíssima Trindade	3142,79	534,47	3160,00	3076,62	3208,97	0,65
Novo Mundo	3144,01	494,78	3122,50	3054,57	3233,44	0,67
Acorizal	3144,18	326,98	3190,00	3044,77	3243,59	0,63
Nortelândia	3156,06	545,80	3110,00	3020,82	3291,30	0,70
Porto Estrela	3156,71	584,68	3295,00	2972,16	3341,26	0,60

Araputanga	3158,28	546,32	3250,00	3090,77	3225,79	0,73
Curvelândia	3158,30	453,75	3170,00	3037,90	3278,69	0,69
Barra do Bugres	3159,61	516,89	3190,00	3111,72	3207,50	0,69
Lambari D'Oeste	3163,89	498,83	3160,00	3053,59	3274,19	0,63
Nova Olímpia	3165,09	492,97	3175,00	3104,18	3226,01	0,68
Itiquira	3168,67	615,36	3195,00	3068,01	3269,33	0,69
Campos de Júlio	3170,64	478,85	3205,00	3088,82	3252,46	0,74
Rosário Oeste	3171,51	594,86	3205,00	3085,45	3257,56	0,65
Tapurah	3171,71	608,11	3182,00	3090,34	3253,07	0,71
São Pedro da Cipa	3172,23	559,39	3290,00	3022,43	3322,04	0,66
Lucas do Rio Verde	3172,28	556,60	3220,00	3143,98	3200,57	0,77
Alto Taquari	3174,39	517,45	3215,00	3091,19	3257,60	0,71
Nobres	3175,12	589,52	3225,00	3100,78	3249,46	0,70
Arenápolis	3175,46	492,00	3150,00	3104,86	3246,06	0,70
Sinop	3176,24	563,24	3220,00	3157,17	3195,32	0,75
Chapada dos Guimarães	3176,71	545,44	3162,50	3111,60	3241,82	0,69
Cuiabá	3176,82	551,98	3210,00	3165,72	3187,92	0,79
Comodoro	3180,78	528,16	3200,00	3122,87	3238,69	0,69
Campo Verde	3181,15	537,90	3215,00	3144,39	3217,91	0,75
Paranatinga	3182,81	534,11	3180,00	3130,50	3235,11	0,67
Ipiranga do Norte	3184,82	593,15	3225,00	3079,81	3289,82	0,73
Reserva do Cabaçal	3185,91	526,30	3170,00	2958,33	3413,50	0,68
Sapezal	3190,36	521,23	3200,00	3147,63	3233,09	0,73
Castanheira	3193,87	629,76	3270,00	3074,87	3312,88	0,67
Novo São Joaquim	3197,20	534,35	3298,00	3085,28	3309,12	0,65
Diamantino	3197,26	523,87	3242,50	3143,27	3251,26	0,72
Santo Antônio do Leste	3197,64	575,09	3262,50	3072,84	3322,45	0,66
Pontal do Araguaia	3198,53	614,56	3195,00	3059,96	3337,09	0,73
Pedra Preta	3200,40	554,39	3260,00	3130,05	3270,75	0,68
São Félix do Araguaia	3200,47	611,23	3220,00	3102,19	3298,75	0,67
Porto Esperidião	3201,60	478,92	3140,00	3126,10	3277,10	0,65
Sorriso	3201,61	540,46	3231,00	3178,46	3224,76	0,74
Poconé	3201,94	529,03	3210,00	3155,60	3248,28	0,65
São José do Xingu	3202,30	532,78	3185,00	3109,12	3295,49	0,66
Nova Bandeirantes	3204,70	510,69	3197,50	3130,41	3278,98	0,65
Santa Carmem	3205,94	474,13	3210,00	3106,64	3305,25	0,72
Campo Novo do Parecis	3208,07	550,24	3240,00	3170,37	3245,76	0,73
Várzea Grande	3208,83	547,47	3240,00	3193,15	3224,51	0,73
Araguaiana	3209,83	552,25	3200,00	3047,68	3371,98	0,69
Querência	3210,90	534,65	3215,00	3164,39	3257,41	0,69
Rondonópolis	3212,20	551,76	3250,00	3194,91	3229,48	0,76
Peixoto de Azevedo	3212,33	546,01	3230,00	3170,37	3254,28	0,65
Tabaporã	3212,75	477,02	3200,00	3136,30	3289,20	0,70
Novo Horizonte do Norte	3213,18	692,28	3345,00	2988,77	3437,59	0,66
Itanhangá	3214,97	575,82	3255,00	3109,07	3320,87	0,71
Alto Garças	3218,51	540,59	3245,00	3130,69	3306,32	0,70

Alto Paraguai	3220,14	438,20	3287,50	3130,39	3309,89	0,64
Água Boa	3220,78	509,45	3217,50	3173,58	3267,98	0,73
Colniza	3221,08	497,72	3212,50	3178,28	3263,87	0,61
Confresa	3221,42	529,02	3225,00	3181,85	3260,99	0,67
Glória D'Oeste	3222,39	468,54	3260,00	3040,71	3404,07	0,71
Nova Marilândia	3222,80	509,12	3245,00	3078,11	3367,49	0,70
Nova Ubiratã	3224,12	495,73	3255,00	3154,28	3293,95	0,67
Jauru	3224,78	538,03	3220,00	3131,04	3318,51	0,67
Santo Afonso	3224,84	369,49	3280,00	3089,31	3360,37	0,69
Cáceres	3225,04	521,31	3240,00	3198,50	3251,59	0,71
Porto Alegre do Norte	3225,42	543,49	3210,00	3143,62	3307,22	0,67
Ribeirão Cascalheira	3225,62	501,07	3217,50	3146,88	3304,36	0,67
Alta Floresta	3228,24	539,97	3260,00	3193,16	3263,31	0,71
Jaciara	3230,14	505,69	3260,00	3182,10	3278,19	0,74
Luciara	3230,38	381,24	3212,50	3097,36	3363,40	0,68
Vera	3232,45	558,74	3232,50	3147,34	3317,55	0,68
Carlinda	3232,56	460,89	3197,50	3156,09	3309,02	0,67
Poxoréu	3232,89	508,63	3230,00	3163,86	3301,92	0,68
Gaúcha do Norte	3233,65	449,59	3265,00	3165,58	3301,72	0,62
Nova Mutum	3234,67	507,75	3260,00	3202,04	3267,29	0,76
Nova Nazaré	3244,66	512,71	3200,00	3143,95	3345,36	0,60
São José do Povo	3245,77	455,42	3205,00	2970,56	3520,98	0,66
Serra Nova Dourada	3245,89	436,40	3180,00	3035,56	3456,23	0,66
Canarana	3246,70	506,15	3262,50	3200,82	3292,58	0,69
Paranaíta	3247,32	486,00	3255,00	3176,83	3317,82	0,67
Cocalinho	3247,74	479,94	3230,00	3134,96	3360,52	0,66
Juara	3248,45	497,55	3280,00	3210,25	3286,66	0,68
Aripuanã	3250,82	546,45	3280,00	3197,31	3304,33	0,68
Barra do Garças	3251,97	505,10	3270,00	3222,67	3281,27	0,75
Bom Jesus do Araguaia	3254,51	496,47	3290,00	3163,99	3345,02	0,66
Salto do Céu	3256,70	731,22	3390,00	3031,66	3481,73	0,67
Rondolândia	3260,29	361,18	3290,00	3136,22	3384,36	0,64
Cotriguaçu	3264,84	454,68	3330,00	3192,21	3337,46	0,60
União do Sul	3265,34	515,45	3245,00	3102,65	3428,04	0,67
Tesouro	3265,43	383,80	3275,00	3099,47	3431,40	0,66
Marcelândia	3266,39	601,51	3290,00	3180,08	3352,70	0,70
Matupá	3271,64	470,99	3285,00	3224,44	3318,83	0,72
Nova Brasilândia	3272,46	490,06	3257,50	3126,93	3417,99	0,65
Juruena	3272,90	562,34	3292,50	3187,76	3358,04	0,66
Dom Aquino	3278,46	548,84	3320,00	3147,59	3409,32	0,69
Santo Antônio do Leverger	3279,47	551,19	3265,00	3208,32	3350,61	0,66
Alto Boa Vista	3281,38	492,07	3307,50	3181,67	3381,08	0,65
São José do Rio Claro	3284,79	552,75	3287,50	3215,65	3353,92	0,68
Vila Rica	3286,03	511,81	3322,00	3224,94	3347,13	0,69
Porto dos Gaúchos	3287,49	515,01	3380,00	3180,24	3394,75	0,69
Jangada	3341,48	427,35	3365,00	3254,43	3428,54	0,63

Nova Monte Verde	3345,36	527,52	3370,00	3247,91	3442,80	0,69
Santa Terezinha	3353,53	611,13	3385,00	3239,10	3467,95	0,61
Ribeirãozinho	3362,59	601,80	3425,00	3124,53	3600,66	0,69
Ponte Branca	3363,57	558,04	3390,00	3041,37	3685,77	0,69
Campinápolis	3377,55	530,37	3400,00	3330,47	3424,63	0,54
General Carneiro	3380,64	511,41	3360,00	3295,19	3466,10	0,67
Indiavaí	3388,96	504,30	3375,00	3176,01	3601,91	0,66
Torixoréu	3499,70	468,50	3475,00	3366,55	3632,85	0,72

Fonte: Ministério da Saúde, Sinasc 2010-2021

IDH-M - Índice de desenvolvimento humano municipal de 2010