

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS, LETRAS E ARTES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

EVERTON HAFEMANN FRAGAL

**DINÂMICA DE QUEIMADAS EM ÁREAS ÚMIDAS PROTEGIDAS E RELAÇÕES
COM FATORES AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS: O PARQUE NACIONAL DE ILHA
GRANDE (PR-MS)**

MARINGÁ-PR
2018

EVERTON HAFEMANN FRAGAL

**DINÂMICA DE QUEIMADAS EM ÁREAS ÚMIDAS PROTEGIDAS E RELAÇÕES
COM FATORES AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS: O PARQUE NACIONAL DE ILHA
GRANDE (PR-MS)**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Geografia. Área de concentração: Análise Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Vicente Lovatto Gasparetto.

MARINGÁ-PR
2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá - PR, Brasil)

F811d Fragal, Everton Hafemann
Dinâmica de queimadas em áreas úmidas protegidas e relações com fatores ambientais antrópicos: o Parque Nacional de Ilha Grande (PR-MS) / Everton Hafemann Fragal. -- Maringá, PR, 2018.
144 f.: il. color.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Vicente Lovatto Gasparetto.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2018.

1. Unidades de conservação - Ilha Grande - Planície de inundação - Alto rio Paraná - Brasil. 2. Incêndios florestais e queimadas - Parque Nacional de Ilha Grande. 3. Sensoriamento remoto - Parque Nacional de Ilha Grande. I. Gasparetto, Nelson Vicente Lovatto, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes. Programa de Pós-Graduação em Geografia. III. Título.

CDD 23.ed. 577.27

Márcia Regina Paiva de Brito - CRB-9/1267

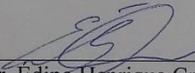
**DINÂMICA DE QUEIMADAS EM ÁREAS ÚMIDAS PROTEGIDAS E RELAÇÕES
COM FATORES AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS: O PARQUE NACIONAL DE ILHA
GRANDE (PR-MS)**

Tese de Doutorado apresentada a Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Geografia, área de concentração: Análise Regional e Ambiental, linha de pesquisa Análise Ambiental.

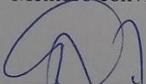
Aprovada em **19 de dezembro de 2018**.

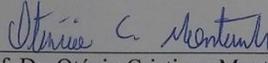
BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. Nelson Vicente Lovatto Gasparetto
Orientador - UEM


Prof. Dr. Édipo Henrique Cremon
Membro convidado - IFG


Prof.^a Dr.^a Patrícia Fernandes Paula Shinobu
Membro convidado - UEL


Prof. Dr. Eduardo Souza de Moraes
Membro convidado - UEM


Prof. Dr. Otávio Cristiano Montanher
Membro convidado - UEM

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Maringá (UEM) e ao Programa de Pós-Graduação em Geografia (PGE) pela oportunidade de realizar esta pesquisa;

À Miriam, secretária do PGE-UEM que sempre me atendeu prontamente;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de estudo durante os dois primeiros anos de desenvolvimento dessa pesquisa (processo 404592/2016-3);

Ao Nelson Vicente Lovatto Gasparetto, pela confiança e liberdade no desenvolvimento dessa pesquisa;

A Marta Luzia de Souza e Eduardo Souza de Moraes, pelas sugestões e críticas feitas ao relatório de qualificação;

Aos professores da UEM que contribuíram de forma direta ou indireta no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) por liberarem e apoiarem a realização dessa pesquisa na Unidade de Conservação, Parque Nacional de Ilha Grande;

Ao Erick Caldas Xavier um dos representantes do Consórcio Intermunicipal para Conservação do Remanescente do Rio Paraná e Áreas de Influência (CORIPA) e ao Centro de Estudos e Monitoramento de Pesquisas Ambientais (CEMPA) por contribuírem com recursos humanos e físicos na realização da campanha de campo;

À política de livre distribuição de dados e produtos cartográficos pelas diversas instituições, como: IBGE, ANA, INPE e USGS;

À minha família que ajudou a alcançar meus objetivos;

À minha companheira Lilian Chirnev pela paciência e compressão no decorrer do desenvolvimento dessa pesquisa. Também, a Isadora Chirnev Melo, nossa filha de parceria da vida;

Por fim, ao Google e suas plataformas.

“A vida é vivida para frente, mas entendida pelo seu passado”.

Soren Kierkegaard

RESUMO

O Parque Nacional de Ilha Grande (PNIG) foi criado em 1997 no trecho da planície de inundação do alto curso do rio Paraná que lida com queimadas causadas principalmente pelas atividades humanas. Pressupõe-se que a criação do parque contribuiu com redução das ocorrências de queimadas. No entanto, não há dados suficientes que comprovem essa hipótese. O objetivo desse trabalho foi analisar a dinâmica de queimadas nos períodos anterior (1985 a 1997) e posterior (1998 a 2016) à criação do PNIG e as associações com fatores ambientais e antrópicos. Para tal, foram integrados dados e produtos de sensoriamento remoto, além de dados hidrológicos e dados sobre os fatores ambientais e antrópicos. Esse conjunto de dados permitiu: verificar as relações espaciais e temporais das ocorrências de incêndios florestais; determinar um índice espectral para detecção de queimadas; analisar as mudanças históricas da dinâmica de queimadas; estabelecer os fatores ambientais e antrópicos que influenciam nas frequentes queimadas no parque, além de modelar a probabilidade de frequentes queimadas no mesmo. Os incêndios florestais possuem relações com o espaço e tempo. No espaço, os incêndios florestais ocorreram na vegetação herbácea que apresenta inflamabilidade alta e próxima as vias de acesso, devido a facilidade de ignição do fogo pela atividade humana. No tempo, os incêndios florestais ocorrem principalmente em agosto e setembro, que correspondem aos meses com menores precipitações no ano e baixos níveis de água do rio Paraná. O índice NBR mostrou-se eficiente para detectar áreas queimadas no parque, sendo utilizado para reconstrução histórica das áreas queimadas na série temporal dessa pesquisa. As mudanças na dinâmica de queimadas revelaram que após à criação do parque foram intensificadas as ocorrências de queimadas, especialmente no setor central, enquanto nos setores norte e sul houve redução das áreas queimadas. Como o setor central do parque abrange mais de 50% da sua área total, houve aumento das ocorrências de queimadas após a sua criação, considerando os anos de 1998 a 2016. Desse modo, o manejo ambiental do parque deve ser melhorado para que seja cumprido seu papel de proteção dos recursos naturais e, em especial, da vegetação. Os fatores ambientais (hidroperíodo e altura do terreno em relação a drenagem mais próxima) e antrópicos (uso e cobertura da terra e vias de acesso), respectivamente apresentaram influências negativas e positivas em relação as ocorrências de frequentes queimadas no parque. O modelo de regressão logística gerado a partir das influencias desses fatores, mostrou que no setor central do parque tem alta probabilidade de frequentes queimadas. Portanto, esse setor deve ser a área prioritária para o manejo de fogo. Conclui-se que a abordagem desse trabalho pode ser adequada para análise da dinâmica de queimadas em outras áreas úmidas e Unidades de Conservação, o que contribui na ampliação do conhecimento espacial e temporal sobre queimadas em áreas ambientais protegidas.

Palavras-chave: Parque Nacional de Ilha Grande, planície de inundação, alto curso do rio Paraná, fogo e Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

The Ilha Grande National Park (IGNP) created in 1997 in the segment of floodplain in the Upper Parana River has gone burned area caused mainly by human activity. Proposed that park creation contribution to reduce burned areas, that is hypothesis must be test. The aim of this work was to analyze the dynamic of burned areas in the previous (1985 to 1997) and later (1998 to 2016) periods of the IGPN creation and relations with environmental and anthropic factors. For this, we integrated remote sensing data and products, hydrological data, environmental and anthropogenic data that provided: to verify the spatial and temporal relations to forest fires occurrences; to determinate the spectral index for detection of burned areas; to analyze the historical changes of dynamic of burned areas; and to establish the influence of environmental and anthropogenic factors in relation to burned areas frequency, added to model the probability of burns frequency in the park. Forest fires have relations with space and time. In the space, forest fires occurred in the herbaceous vegetation that has high flammability and near of access routes caused for ease fire ignition by the human activity. In the time, forest fires occurred mainly in August and September corresponded to smaller precipitation and lower levels of water of the Parana River in the year. The NBR index showed efficient to detect burned areas in the park, which applied to historical reconstruction of burned in the time series of this research. The changes in dynamics of burned areas revealed that after park creation intensified burned areas occurrences in central sector, meanwhile in the northern and southern sectors decreased burned areas. As the central sector of the park covers more than 50% of full area there was increase in burned areas occurrence after your creation in the time between 1998 and 2016. The environmental management of the park must get better to protect the natural resources, especially the vegetation. The environmental factors (hydroperiod and vertical distance to network drainage) and anthropic factors (land cover and access routes) respectively presented negative and positive influences in relation to occurrences of burns frequency in the park. The logistic regression model generated from the influences of these factors showed central sector of the park with high probability of burns frequency, which should be priority area for fire management. We conclude that the approach of this work assist to analyze dynamic of burned areas in the others wetlands and Conservation Units, which may contribute in knowledge to where and when about fires in protected environmental areas.

Keywords: Ilha Grande National Park, wetland, Upper Parana River, Fire and Remote Sensing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Localização da área de estudo	21
Figura 1.2 - Substrato geológico e principais unidades de relevo da área do parque.....	22
Figura 1.3 - Variação da precipitação (A) e temperatura do ar (B) dos meses do ano entre 1985 e 2016 no PNIG.....	25
Figura 1.4 - Uso e cobertura da terra do PNIG em 1985.....	26
Figura 1.5 - A) Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (FESA); B) Formação Pioneira com Influência Flúvio Lacustre (FPIFL); C) Área antropizada (antiga pastagem em recuperação)	27
Figura 1.6 - Trecho do alto curso do rio Paraná que se encontram o PNIG e barragens de Porto Primavera e Itaipu.....	28
Figura 1.7 - Variação mensal anual da hidrógrafa do rio Paraná na estação fluviométrica de Porto São José (PSJ). Obs.: Pré barragem (1985 a 1998); Pós barragem (1999 a 2016).....	29
Figura 1.8 - Variação mensal anual da hidrógrafa do rio Paraná na estação fluviométrica de Guaíra. Obs.: Pré barragem (1985 a 1998); Pós barragem (1999 a 2016)	31
Figura 1.9 - Abrangência do PNIG nos municípios dos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul	33
Figura 1.10 - Populações urbana (A) e rural (B) dos municípios no entorno do PNIG entre 1970 e 2010	34
Figura 2.1 - Bacia hidrográfica do rio Paraná inserida no contexto da bacia hidrográfica do Prata	39
Figura 2.2 - Barragens do rio Paraná em território brasileiro.....	40
Figura 2.3 - Planície de inundação e terraços fluviais próximo a barragem da UHPP	41
Figura 2.4 - Reservas da Biosfera do Brasil	47
Figura 2.5 - Reserva da Biosfera da Mata Atlântica situada principalmente no estado do Paraná e setor sudeste do Mato Grosso do Sul.....	48
Figura 2.6 - Número de focos de calor nas UCs federais dos biomas brasileiros entre 1999 e 2016	55
Figura 3.1 - Fluxograma dos materiais e método executado nessa pesquisa	70
Figura 3.2 - Compartimentação do parque em três setores	75
Figura 3.3 - Localização dos pontos visitados na campanha de campo	81
Figura 4.1 - Focos de calor e o uso e cobertura da terra entre 1998 e 2016.....	88

Figura 4.2 - Focos de calor e as vias de acesso no período de 1998 e 2016.....	89
Figura 4.3- - Regressão entre focos de calor acumulados e precipitação média (A), e níveis de águas médios do rio Paraná nas estações fluviométricas de PSJ (B) e Guaíra (C), entre 1998 e 2016...	90
Figura 4.4 - Precipitação média mensal (A) e focos de calor acumulados (B) do PNIG entre 1998 e 2016	91
Figura 4.5 - Níveis de água médios mensais do rio Paraná nas estações fluviométricas de PSJ e Guaíra (A) e focos de calor acumulados no parque (B) entre 1998 e 2016	91
Figura 4.6 - Focos de calor acumulado mensal no PNIG (A) e no seu entorno em um raio de 10 km (B) entre 1998 e 2016	92
Figura 4.7 - Imagem Landsat 5/TM de 12 de maio de 2006 com composição colorida R(7) R(4) B(3).....	93
Figura 4.8 - Interpretação visual das bandas espectrais 3, 4 e 7, índices de vegetação NDVI e NBR, e o MLME (IF queimada) para detectar áreas queimadas no PNIG em 2006.....	94
Figura 4.9 - Variação dos valores espectrais das classes de área queimada, vegetação não queimada e superfície de água providas pelas bandas 3, 4 e 7 (A), índices de vegetação NDVI e NBR, e MLME (B).....	96
Figura 4.10 - Classificação manual da área queimada do parque	97
Figura 4.11 - Mapa de área queimada do parque em 2006 pelas bandas espectrais 3, 4 e 7, índices de vegetação NDVI e NBR, e o MLME (IF queimada).....	98
Figura 4.12 - Validação estatística do mapeamento de área queimada pelas bandas espectrais 3, 4 e 7, índices de vegetação NDVI e NBR, e o MLME (IF queimada). A) Validação pelo índice Kappa. B) Validação pelo erro de quantidade (QD) e erro de alocação (AD)	99
Figura 4.13 - Percentual da área queimada em relação a área total do parque nos períodos pré e pós parque	101
Figura 4.14 - A) Número de polígonos das áreas queimadas nos períodos pré e pós parque. B) Percentual do uso e cobertura da terra afetado pela queimada nos períodos pré e pós parque ...	102
Figura 4.15 - A e B) Frequência de queimadas no período pré parque representada por mapa e gráfico, respectivamente. C e D) Frequência de queimadas no período pós parque representada por mapa e gráfico, respectivamente. Os retângulos 1, 2, 3 e 4 destacam áreas no parque.....	104
Figura 4.16 - Intervalo de retorno médio da ocorrência de queimada no período pré parque (A) e pós parque (B). Os retângulos 1, 2, 3 e 4 destacam áreas no parque.....	105

Figura 4.17 – Último ano de ocorrência da queimada entre 1985 e 2016.....	106
Figura 4.18 - Vegetação arbórea FESA (A) e herbácea FPIFL (B) sem queimada entre 1985 e 2016	107
Figura 4.19 - Diferentes níveis de interferência antrópica na cobertura arbórea (FESA) sem queimada entre 1985 e 2016. A) Árvore com corte na ramificação do tronco; B) Árvore frutífera de limão (Citrus sp.); C) Caixa de abelha em baixo da cobertura arbórea.....	108
Figura 4.20 – Vegetação arbórea FESA (A) e herbácea FPIFL (B) queimada entre 1985 e 1990	109
Figura 4.21 - Vegetação arbórea FESA (A) e herbácea FPIFL (B) queimada entre 1991 e 1997	109
Figura 4.22 - Vegetação arbórea FESA (A) e herbácea (FPIFL) queimada entre 2006 e 2010..	110
Figura 4.23 - Vegetação herbácea (FPIFL) queimada entre 2011 e 2016 (A) e vegetação herbácea queimada em dezembro de 2016 (B).....	110
Figura 4.24 - Área de pastagem no PNIG (A) e drenagem artificial presente nessa pastagem (B)	111
Figura 4.25 - Fatores que influenciam nas ocorrências de frequentes queimadas. A) Uso e cobertura da terra; B) Hidroperíodo; C) Altura do terreno em reação a drenagem mais próxima (VDND); D) distâncias das vias de acesso; E) Situação fundiária	113
Figura 4.26 - Variação da altura do terreno de Ilha Grande. Elipse destaca a topografia da ilha Grande	114
Figura 4.27 - Frequentes queimadas ocorridas no período pós parque	115
Figura 4.28 - Probabilidade de frequentes queimadas no parque.....	118
Figura 5.1 – Densidade de focos de calor no PNIG entre 1998 e 2016.....	121

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Tempo de permanência média anual de diferentes níveis de água registrados na estação de PSJ nos períodos pré (1982 a 1998) e pós (1999 a 2007) barragem.....	30
Tabela 2.1 - UCs no Brasil	46

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Características do satélite NOAA, sensor AVHRR. Obs.: IV: Infravermelho	58
Quadro 2.2 - Características das plataformas Terra e Aqua, sensor MODIS	58
Quadro 2.3 - Características dos satélites Landsat 5, 7 e 8, sensores TM, ETM+ e OLI, respectivamente	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AD – Allocation Disagreement
ANA – Agência Nacional de Águas
APA das IVRP – Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná
AR – Árvore de Decisão
AVHRR - Advanced Very High Resolution Radiometer
CDR – Climate Data Record
CEMPA – Centro de Estudos e Monitoramento de Pesquisas Ambientais
CORIPA – Consórcio Intermunicipal para Conservação do Remanescente do Rio Paraná e Áreas de Influência
DAP – Diâmetro na altura do peito
EOS – Earth Observing System
ETM+ - Enhanced Thematic Mapper Plus
FESA – Floresta Estacional Semidecidual Aluvial
FPIFL – formação Pioneira com Influência Flúvio Lacustre
GOES – Geostationary Operation Environmental System
ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IF – Imagem Fração
INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Landsat – Land Remote Sensing Satellite
MaB – O Homem e a Biosfera
MDE – Modelo Digital de Elevação
MLME – Modelo Linear de Mistura Espectral
MODIS – Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MST – Movimento Sem Terra
NASA – National Aeronautics and Space Administration
NBR – Normalized Burn Ratio
NDVI – Normalized Difference Vegetation Index
NESDIS – National Environmental Satellite, Data and Information Service
NOAA – National Ocean and Atmosphere Administration
OBIA – Object-based Image Analysis
OLI – Operational Land Imager
PERSIANN – Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information Using Artificial Neural Networks
PERVI – Parque Estadual do Ivinhema
PNIG – Parque Nacional de Ilha Grande
PNY – Parque Nacional de Yellowstone
PREVFOGO – Sistema Nacional de Prevenção e Combate de Incêndios Florestais
PROARCO – Sistema de Monitoramento, Prevenção e Controle de Incêndios Florestais na Amazônia
PSJ – Porto São José
QD – Quantity Disagreement
REDEX – Reserva de desenvolvimento Sustentável

REM – Radiação Eletromagnética
RMSE – Root Mean Square Error
SAR – Radar de Abertura Sintética
SISBIO – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SR - Sensoriamento Remoto
SRTM – Shuttle Radar Topographic Mission
TIRS – Thermal Infrared Sensor
TM – Thematic Mapper
TRMM – Tropical Rainfall Measuring Mission
UC – Unidade de conservação
UEM – Universidade Estadual de Maringá
UHPP – Usina Hidrelétrica de Porto Primavera
UNESCO – United Nations Education Scientific and Cultural Organization
USGS – United States Geological Survey
VDND – Vertical Distance to Network Drainage

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	Hipótese.....	20
1.2	Objetivo geral.....	20
1.3	Objetivos específicos	20
1.4	Área de estudo	21
1.4.1	Contextos geológico e geomorfológico	22
1.4.2	Clima	24
1.4.3	Vegetação	25
1.4.4	Contexto de barragens	28
1.4.5	Contexto antrópico.....	32
2.	REFERÊNCIAL TEÓRICO	39
2.1	Alto rio Paraná e relevo fluvial.....	39
2.2	Unidades de Conservação brasileiras.....	43
2.2.1	Reserva da Biosfera da Mata Atlântica	46
2.3	Incêndios florestais e queimadas	49
2.3.1	Causas dos incêndios florestais e queimadas	50
2.3.2	Efeitos dos incêndios e queimadas ao meio ambiente e sociedade	52
2.3.3	Incêndios florestais e queimadas em UCs.....	53
2.4	Sensoriamento remoto direcionado a incêndios e queimadas	56
2.4.1	Dados de sensoriamento remoto para detecção de incêndios e queimadas.....	56
2.4.2	Caracterização espectral de incêndios e queimadas.....	60
2.5	Probabilidade de frequentes queimadas	65
2.5.1	Fatores ambientais e antrópicos associados as queimadas	65
3	MATERIAIS E MÉTODO	70
3.1	Materiais	71
3.1.1	Dados e produtos obtidos por Sensoriamento Remoto	71
3.1.2	Dados hidrológicos.....	72
3.1.3	Dados sobre os fatores ambientais e antrópicos	73
3.2	Método	74
3.2.1	Relações espaciais e temporais dos incêndios.....	75

3.2.2	Detecção de queimadas por bandas e índices espectrais.....	77
3.2.3	Dinâmica de queimadas	79
3.2.4	Fatores de influencias das frequentes ocorrências de queimadas.....	82
4	RESULTADOS.....	87
4.1	Relações espaciais e temporais dos incêndios florestais	87
4.2.	Detecção de queimadas por bandas e índices espectrais	93
4.3.	Dinâmica de queimadas nos períodos pré e pós parque.....	100
4.4.	Frequentes ocorrências de queimadas no parque.....	112
5.	DISCUSSÃO	120
5.1	Variações espaciais e temporais dos incêndios florestais	120
5.2	Eficiência dos produtos orbitais para detecção de queimadas	123
5.3	Mudanças históricas das queimadas no parque.....	125
5.4	Fatores que influenciam as frequentes queimadas	128
	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	131
	REFERÊNCIAS.....	133

1 INTRODUÇÃO

A Unidade de Conservação (UC) consiste em uma área definida por lei que visa a proteção dos recursos naturais e da biodiversidade. No Brasil existem 2.030 UCs, porém não são muito bem distribuídas nos seus biomas (CNUC, 2016). No que se refere as UCs em planície de inundação, a maioria situa-se em trechos de grandes sistemas fluviais brasileiros, em particular no rio Paraná, que vêm sendo exploradas economicamente em diversas formas pelas ações humanas. Desse modo, frequentes queimadas têm sido observados nas UCs em planície de inundação, devido as pressões antrópicas. As frequentes queimadas podem causar diversos impactos negativos, como redução da biodiversidade de vegetação e animais, além de gerar má qualidade do ar para a população no entorno e ameaça à vida humana (RAMSAR, 2005; MMA, 2008).

Dentro desse contexto se insere a UC de Proteção Integral, Parque Nacional de Ilha Grande (PNIG), criada em 1997, que corresponde a área de estudo desta pesquisa. O PNIG é um trecho da planície de inundação do alto curso do rio Paraná que ainda possui biodiversidade elevada, mesmo com ocorrências de queimadas por causas antrópicas associadas ao período mais seco do ano, enquanto queimadas podem ocorrer por causas naturais, descargas elétricas (raios), no período chuvoso (KOPROSKI, 2009).

As ocorrências de queimadas causadas pelas atividades humanas associam-se ao contexto histórico do parque. Cabe destacar, que nessa pesquisa os períodos anterior e posterior a criação do parque também foram chamados de períodos pré e pós parque, respectivamente. No período pré parque (antes de 1997), o fogo era utilizado pela população ribeirinha como ferramenta para a limpeza do terreno e renovação da vegetação rasteira, usada para a criação de gado (CAMPOS, 2001). No período pós parque (após 1997), houve restrições de uso do solo para promover a proteção efetiva da biodiversidade. Assim, o fogo gradativamente foi deixado de ser utilizado para manejo de cultivos e pastagem. Por outro lado, ainda ocorrem queimadas vinculadas a diferentes interesses. Por exemplo, o uso de fogo no parque para extração da erva *Pfaffia glomerata* (ginseng-brasileiro) (ICMBIO, 2008).

Publicações anteriores sobre a temática de queimadas no PNIG demonstram estudos sobre o comportamento dos animais frente ao fogo (ABREU et al., 2004; TIEPOLO; TOMAS; LIMA-BORGES, 2010). Além disso, estudos sobre a regeneração da vegetação após consumo pelo fogo (MONTANHER; FRAGAL, 2013; XAVIER, 2015). No entanto, a contribuição da criação do parque para a redução das áreas queimadas é um assunto aberto a debates. Análises

comparativas dos períodos anterior (pré parque) e posterior (pós parque) à criação do parque são adequadas para entender o seu papel na proteção e manutenção da biodiversidade em relação as queimadas. Nesse sentido, a reconstrução da dinâmica de queimadas e as associações com fatores ambientais (hidroperíodo e altura do terreno em relação a drenagem mais próxima) e antrópicos (uso e cobertura da terra, vias de acesso e situação fundiária) contribuem com informações para o aumento da efetividade de manejo do parque. Além disso, pode trazer novos elementos históricos das atividades de queimadas em UCs de áreas úmidas.

Desse modo, dados sobre a dinâmica de queimadas nos períodos anterior e posterior à criação do PNIG e fatores que influenciam nas ocorrências de queimadas permanecem sem real estudo. Para tal, o Sensoriamento Remoto (SR) associado à técnicas de Geoprocessamento são ferramentas adequadas para a tarefa de gerar dados espaciais das queimadas e suas associações com os fatores que influenciam as suas ocorrências no decorrer do espaço e tempo. Além disso, se tratando de área úmida, o SR proporciona uma grande contribuição, uma vez que permite gerar informações em áreas de difícil acesso (JENSEN, 2009).

Atualmente, uma gama de sensores com características específicas (p.e. resoluções espacial e temporal) estão disponíveis gratuitamente. Quando há necessidade de dados com disponibilidade temporal extensa e com resolução espacial moderada (20 a 500 m), destaca-se a série temporal de imagens da família de satélites *Landsat 5, 7 e 8*, sensores *TM, ETM+ e OLI*, respectivamente. Tais dados são confiáveis para comparações para mais de 30 anos (1984 a 2018), sendo esse fator de grande relevância para essa pesquisa. Além disso, são importantes outros dados de SR com alta resolução temporal, como do sensor MODIS, que contribuem na obtenção de dados com alta frequência temporal (diária).

A partir da análise da dinâmica de queimadas nos períodos anterior e posterior à criação do parque, espera-se que este estudo contribua para: i. investigar por meio de campanha de campo, a composição e estrutura da vegetação com diferentes frequências de queimadas; ii. direcionar novas investigações sobre os efeitos do fogo no geossistema; iii. gerar estratégias para o combate de novos incêndios florestais; iv. melhorar a compreensão dos fatores ambientais e antrópicos que influenciam nas ocorrências de frequentes queimadas em planície de inundação; v. fornecer informações para melhorar a efetividade de manejo do PNIG, bem como da proteção da vegetação; vi. ampliar o conhecimento sobre queimadas em planície de inundação e Unidade de Conservação.

1.1 Hipótese

A hipótese testada é que a criação do Parque Nacional de Ilha Grande (após 1997) contribuiu para a redução das áreas queimadas, quando comparado ao período anterior a sua criação (até 1997).

1.2 Objetivo geral

Essa pesquisa buscou analisar a dinâmica de queimadas nos períodos anterior (1985 a 1997) e posterior (1998 a 2016) à criação do Parque Nacional de Ilha Grande, e associações com fatores ambientais e antrópicos.

1.3 Objetivos específicos

1) Verificar as relações espaciais e temporais dos incêndios florestais com os fatores de: i) uso e cobertura da terra) ii) vias de acesso; iii) precipitação; e iv) nível de água do rio Paraná, com base em dados de sensoriamento remoto e de campo;

2) Estabelecer a capacidade de bandas espectrais do satélite *Landsat TM*, do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI), do Índice de Queimada Normalizado (*Normalized Burn Ratio*, NBR), e da técnica de Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) para detectar áreas queimadas no PNIG;

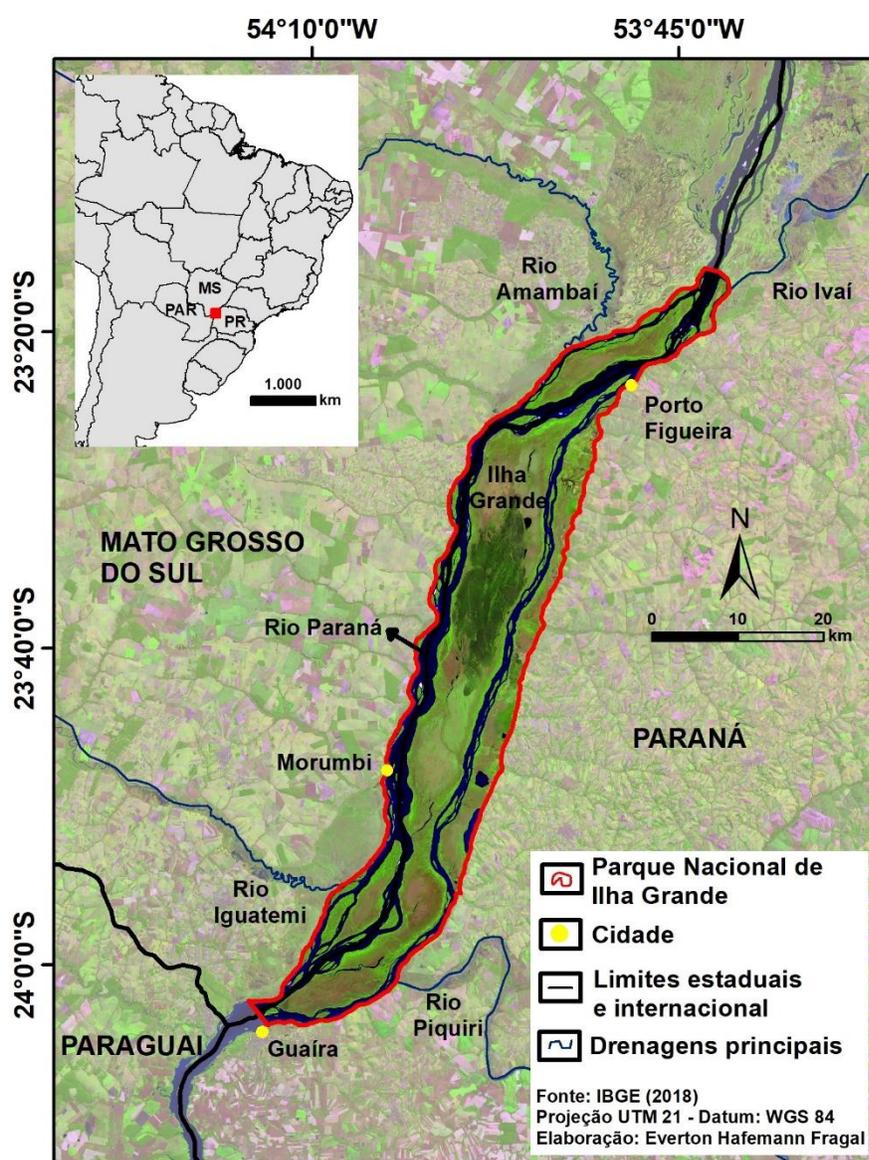
3) Analisar a extensão, uso e cobertura da terra queimada, frequência, intervalo de retorno médio e último ano de queimada para os períodos anterior (1985 a 1997) e posterior (1998 a 2016) à criação do PNIG, com base na série temporal de imagens *Landsat TM*, *ETM+* e *OLI*;

4) Modelar a probabilidade de ocorrências de frequentes queimadas no parque, a partir das influências dos fatores de uso e cobertura da terra, hidroperíodo, altura do terreno em relação a drenagem mais próxima, vias de acesso e situação fundiária.

1.4 Área de estudo

O PNIG corresponde a um segmento da planície de inundação do alto curso do rio Paraná, situado na divisa entre os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul (Figura 1.1). O parque possui uma área com cerca de 76.000 ha, com extensão de 110 km e largura média de 10 km, e é formado por um conjunto de ilhas e de planície de inundação da margem esquerda do rio Paraná. A maior ilha é chamada de Ilha Grande, ao qual foi atribuído o nome do parque.

Figura 1.1 - Localização da área de estudo

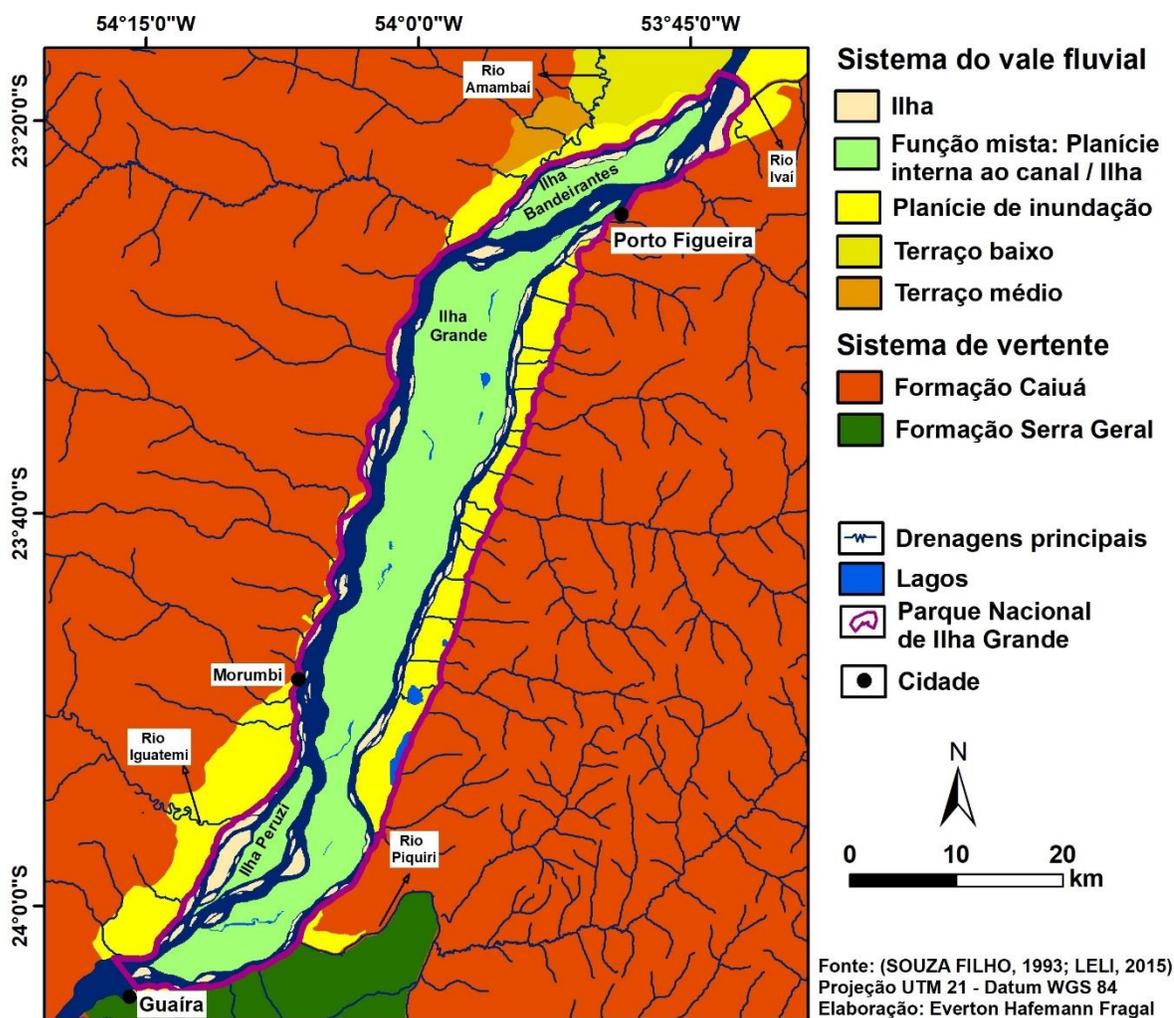


Fonte: Elaborado pelo autor.

1.4.1 Contextos geológico e geomorfológico

O substrato geológico do PNIG é formado predominantemente por arenitos da Formação Caiuá (SOARES et al., 1980), que aflora nas margens do rio Paraná, desde a setor norte do parque (foz do rio Ivaí) até próximo a foz do rio Piquiri (Figura 1.2). Afloramentos de arenito são encontrados principalmente na margem esquerda do rio Paraná, em destaque, entre a foz do rio Ivaí e Porto Figueira, que mostra um afloramento com mais de 10 m de altura (localmente chamado de paredão das Araras). Os afloramentos exibem arenitos bimodais (fino e médios) com estratificações cruzadas de grande e médio porte, com mergulho para sudoeste e espessuras variadas ao longo do rio Paraná, sendo superior a 100 m próximo a foz do rio Ivaí (SOUZA FILHO, 1993).

Figura 1.2 - Substrato geológico e principais unidades de relevo da área do parque



Fonte: Baseado em (SOUZA FILHO, 1993; LELI, 2015).

No parque também ocorrem rochas vulcânicas da Formação Serra Geral próximo à cidade de Guaíra (Figura 1.2). Esta formação é formada por sucessivos derrames associados a rochas básicas, intercaladas com arenitos e ocorrências esporádicas de rochas ácidas (SOUZA FILHO, 1993). Próximo à Guaíra há ocorrência de seis derrames com espessura entre 12 e 25 m, intercalado por camada de arenito intertrapeano com espessura de 4 m (SOUZA FILHO, 1993). As rochas da Formação Serra Geral estavam expostas nas margens do rio Paraná no *cânion* de Sete Quedas, que atualmente está recoberta pelas águas do reservatório da barragem de Itaipu. Depósitos sedimentares pouco consolidados de idade quaternária recobrem os substratos geológicos mencionados, sendo responsáveis por diferentes unidades de relevo fluvial. O relevo fluvial está associado a dinâmica do rio Paraná, que originou-se durante o Mioceno Médio pela separação da América do Sul e África (STEVAUX; SOUZA, 2004).

A unidade de relevo que predomina no parque é a planície de inundação com terraços fluviais a montante, fora da área do parque (Figura 1.2). As ilhas com menores dimensões (cerca de 2 km²) foram formadas por depósitos sedimentares do rio Paraná, enquanto as ilhas com maiores dimensões (maiores que 30 km², como as Ilhas Grande, Bandeirantes e Peruzi) são trechos da planície de inundação no interior do canal fluvial (LELI, 2015). Isso ocorre, uma vez que, atualmente o rio Paraná em maior parte do seu percurso tem o padrão de canal “*anabranching*” (padrão multicanal) (STEVAUX; SOUZA, 2004). Em razão da multicanalização do rio Paraná, a planície de inundação foi recortada pelo rio e exerce uma função mista de ilha e planície de inundação (SOUZA FILHO, 1993).

As feições geomorfológicas da planície de inundação do alto curso do rio Paraná estão associadas a processos fluviais pretéritos e atuais do rio Paraná (STEVAUX; SOUZA, 2004). As feições encontradas no parque são bacia de inundação, paleocanal, paleobarra, dique marginal, lagoa (com ou sem conexão) e canal (SOUZA FILHO, 1993, LELI, 2015).

A bacia de inundação corresponde a uma área de baixio com uma superfície plana de textura homogênea (SOUZA FILHO, 1993). A vegetação herbácea é encontrada tanto nas áreas mais secas, quanto nas mais inundáveis da bacia de inundação. Os paleocanais correspondem as áreas de baixio formados por um antigo canal que foi abandonado, que pode ser preenchido por água permanentemente ou por sedimentos que forma leve saliência negativa no relevo e pode ser recoberto por vegetação herbácea (SOUZA FILHO, 1993). As paleobarras consistem em corpos

arenosos que se destacam em forma lobada, encontradas isoladamente ou agrupadas, que são ocupadas por vegetação herbácea com presença de arbustos (LELI, 2015).

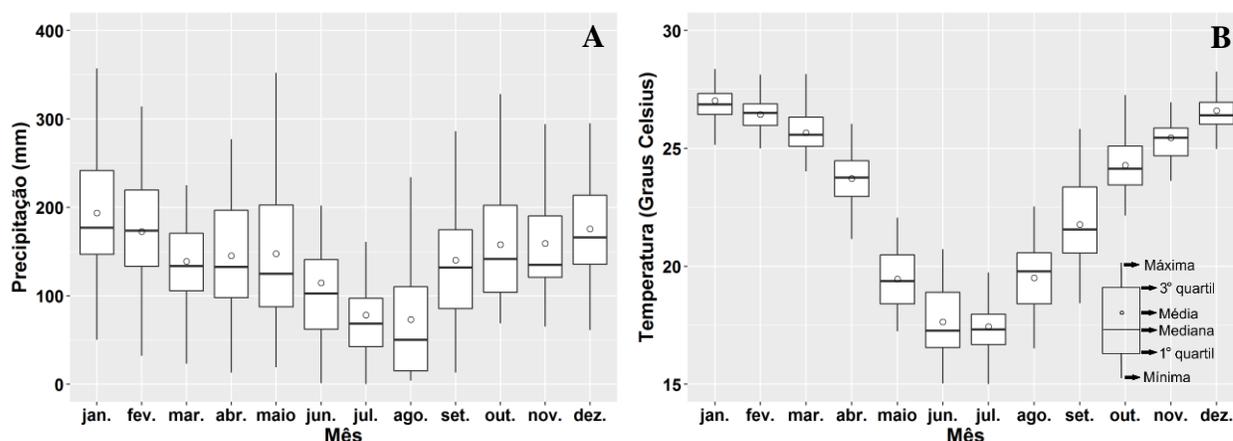
Os diques marginais são áreas mais elevadas da planície de inundação em formato linear, situados próximos as margens do rio Paraná e são predominantemente recobertos por vegetação arbórea (SOUZA FILHO, 1993). A lagoa e canal são feições negativas preenchidas por água. A lagoa pode ter ou não ter conexão com o rio Paraná e possui forma linear e até circular. O canal, que correspondente ao rio Paraná, escoar a água e sedimentos até o exutório, sendo que no período de verão amplia sua área para conseguir escoar toda água recebida pela região a montante e seus afluentes (rios Ivaí e Piquiri).

1.4.2 Clima

O clima da região do parque é caracterizado como Cfa, segundo a classificação de Köppen, com as maiores concentrações de precipitação e de temperatura nos meses de verão, baixa frequência de geada e sem estação de seca definida (IAPAR, 2000). A precipitação e temperatura mensal para o período compreendido entre os anos de 1985 e 2016, evidenciaram as maiores médias para os meses de dezembro a fevereiro (cerca de 200 mm de chuva e temperatura de 27° C, respectivamente), que correspondem aos meses mais chuvosos e quentes do ano (Figura 1.3 A e B). No entanto, a precipitação entre dezembro e fevereiro tem grande variação, apresentando anos bem chuvosos (maior que 300 mm) e outros com pouca chuva (menor que 100 mm), enquanto a temperatura nesses meses variam entre 25° C e 28° C.

A precipitação e temperatura mensal entre os anos de 1985 e 2016 apresentaram menores médias entre junho e agosto (cerca de 100 mm de chuva e temperatura de 17° C, respectivamente), que correspondem aos meses menos chuvosos e mais frios do ano (Figura 1.4 A e B). A precipitação entre junho e agosto tem as menores variações do ano (próximo de 0 mm a 150 mm), porém em determinados anos apresentaram taxas elevadas de precipitação (220 mm). Entre junho e agosto as temperaturas variam de 15° C a 22° C.

Figura 1.3 - Variação da precipitação (A) e temperatura do ar (B) dos meses do ano entre 1985 e 2016 no PNIG



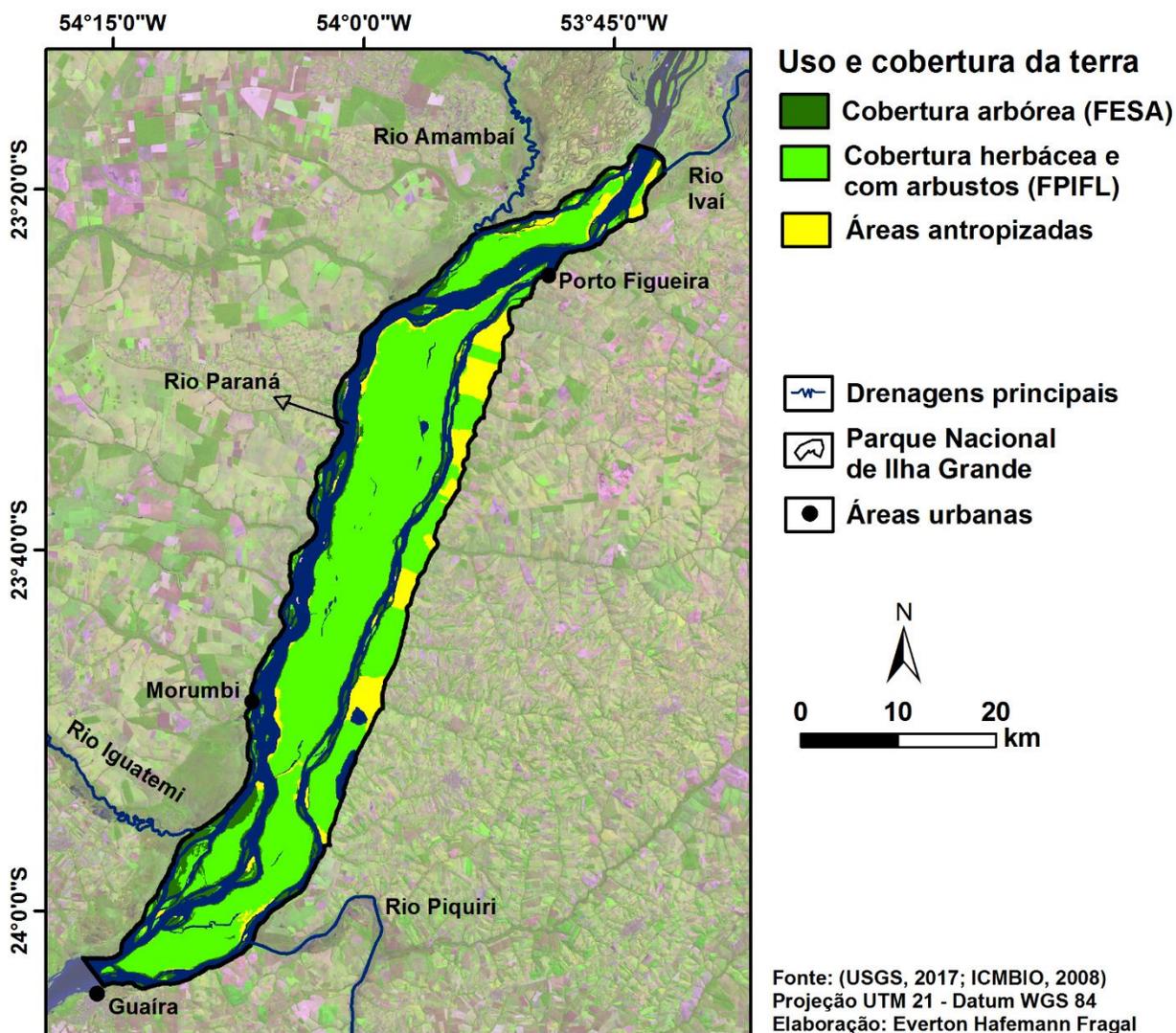
Fonte: Elaborado pelo autor.

Para os meses entre março e maio a precipitação e temperatura tendem a diminuir em relação ao trimestre mais quente do ano (dezembro a fevereiro), enquanto os meses de setembro a novembro tendem a aumentar a precipitação e temperatura em relação ao trimestre menos chuvoso e mais frio do ano (junho a agosto).

1.4.3 Vegetação

No parque duas formações de vegetação estão presentes, a Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (FESA) e a Formação Pioneira com Influência Flúvio Lacustre (FPIFL) (IBGE, 2012), (Figura 1.4). A classificação proposta pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para a vegetação do parque foi adotada em razão desta estar mais associada aos interesses da presente pesquisa, cuja premissa foi acessar a classificação da vegetação com maior detalhe possível. No entanto, diferentes autores propuseram classificações da vegetação para a área do parque, como por Hueck (1972) e Maack (1981), que podem ser utilizadas a partir dos interesses dos pesquisadores. Por exemplo, na ciência Biológica é comum designar a área do parque como um grande *ecótono* vegetacional (CAMPOS, 2001). Apesar disso, as classificações da vegetação mencionadas não expressam o grau de alteração da mesma, ocasionadas pelas atividades antrópicas.

Figura 1.4 - Uso e cobertura da terra do PNIG em 1985



Fonte: Elaborado pelo autor.

Retomando as características da vegetação do parque, a FESA corresponde a vegetação arbórea com altura total das árvores variando de 10 a 15 m, troncos com média do diâmetro na altura do peito (DAP), em cerca de 15 a 30 cm (Figura 1.5 A). Destaca-se, que o DAP consiste na medida da circunferência da árvore na altura de 1,3 m em relação ao nível do solo. Nas áreas mais elevadas do parque (diques marginais) encontram-se predominantemente as árvores das espécies *Sloanea guianensis* (laranjeira-do-mato), *Gallesia integrifolia* (guararema) e *Ficus obtusiuscula* (figueira) (ICMBIO, 2008). Em áreas com relevos intermediários (entre os diques e baixios, como

em paleocanal) com presença de árvores, ocorrem preferencialmente as espécies *Protium heptaphyllum* (almecega) e *Guazuma ulmifolia* (mutamba) (ICMBIO, 2008).

A FPIFL consiste na vegetação herbácea é a predominante na área do parque (Figura 1.5 B). A FPIFL encontra-se principalmente em relevos intermediários a baixos (paleocanal e bacia de inundação), com elevada umidade nos sedimentos ou encharcados por água. Esta vegetação é predominantemente circundada pela FESA, isto é, nas bordas do parque situa-se a FESA e no interior a FPIFL. A vegetação herbácea tem altura média entre 1 e 2 m, elevada quantidade de indivíduos, pertencentes predominantemente as famílias Cyperaceae e Poaceae (ICMBIO, 2008). Em algumas partes do parque a vegetação arbustiva ocorre entremeada a vegetação herbácea, sem concentração de indivíduos, em geral apresenta altura inferior a 5 m, pertencentes predominantemente a família Onagraceae (ICMBIO, 2008).

Figura 1.5 - A) Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (FESA); B) Formação Pioneira com Influência Flúvio Lacustre (FPIFL); C) Área antropizada (antiga pastagem em recuperação)



Fonte: Elaborado pelo autor. Data das fotografias: maio de 2017.

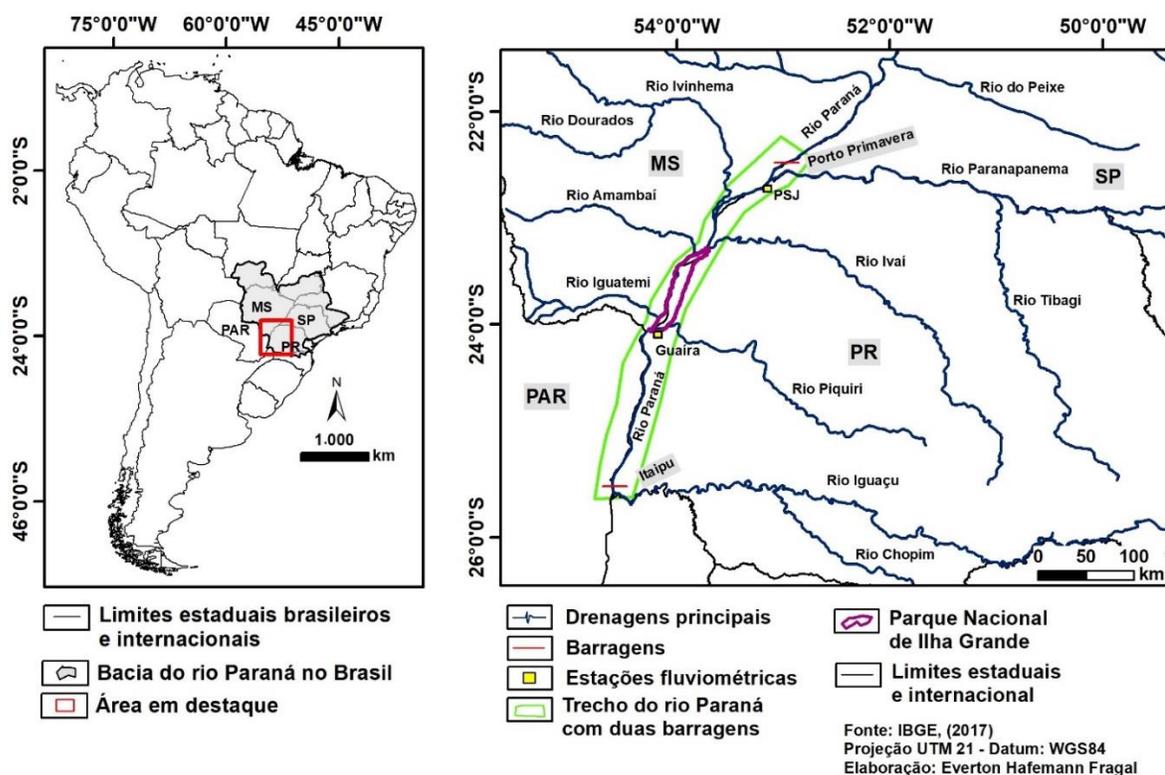
A classe áreas antropizadas corresponde a vegetação retirada ou alterada pela ação humana, que encontra-se em um processo de recuperação (sucessão ecológica) devido a proibição de atividades de cultivos e pastagens no PNIG (Figura 1.5 C) As áreas antrópicas se situam principalmente na planície de inundação na margem esquerda do rio Paraná e nas margens das ilhas (Ilha Grande), as quais são locais que apresentam facilidades de acessos terrestres ou aquáticos.

1.4.4 Contexto de barragens

Além da criação do PNIG em 1997 ser um marco à proteção da vegetação e sua biodiversidade, em particular no que se refere as atividades de queimadas, o contexto histórico das barragens no rio Paraná próximo ao parque deve ser levado em consideração. Assim, como o parque é inundado periodicamente, entender a variação dos níveis de água do rio Paraná influenciadas pelas barragens auxilia no entendimento das ocorrências de queimadas (p.e. período de cheia possui poucas ocorrências de queimadas).

Nesse sentido, devido a demanda energética brasileira trechos do rio Paraná se encontram represados. Próximo ao PNIG existem as barragens da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (UHPP) a montante (120 km de distância) e da Usina Hidrelétrica de Itaipu a jusante (150 km de distância) (Figura 1.6). Essas barragens controlam as variações dos níveis de água do rio Paraná, e promovem alterações na dinâmica de inundação, portanto, também na dinâmica do canal, bem como na geomorfologia da planície e vegetação (SOUZA FILHO, 2009, 2011).

Figura 1.6 - Trecho do rio Paraná que se encontram o PNIG e barragens de Porto Primavera e Itaipu

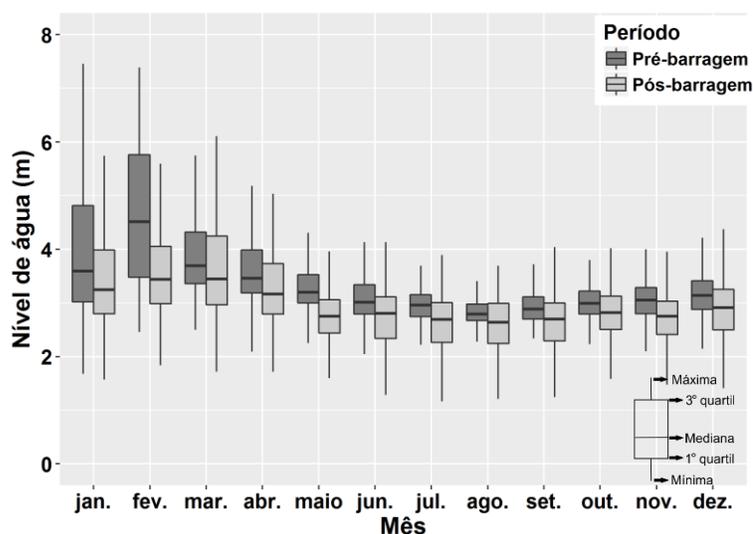


Fonte: Elaborado pelo autor.

Mudanças nos níveis de água do rio Paraná na estação fluviométrica de Porto São José (PSJ) nos períodos anterior (1982 a 1998, aqui chamado de pré barragem) e posterior a barragem da UHPP (após 1999, aqui denominado de pós barragem) foram evidenciadas (ROCHA, 2002; SOUZA FILHO 2009, 2011). Esses autores verificaram redução dos valores máximos, redução da recorrência e duração de níveis de águas altos (acima de 6 m) no período pós barragem.

Em destaque, com base na hidrógrafa da estação de PSJ no período pré barragem, os níveis de água com maiores medianas (média de 4,0 m) foram encontrados entre janeiro e março (período de cheia) (Figura 1.7). No período de cheia ocorriam valores máximos de níveis de água próximo a 8 m. Nos meses de abril a agosto os níveis de água apresentaram medianas com tendências de diminuição (de 4,0 a 3,0 m) e nos meses de setembro a dezembro tendências de aumento (de 3,0 a 3,8 m). No período entre abril e dezembro as variações dos valores mínimos e máximos ocorreram em cerca de 1,8 e 4,0 m, respectivamente.

Figura 1.7 - Variação mensal anual da hidrógrafa do rio Paraná na estação fluviométrica de Porto São José (PSJ). Obs.: Pré barragem (1985 a 1998); Pós barragem (1999 a 2016)



Fonte: Elaborado pelo autor.

No período pós barragem as medianas dos maiores níveis de água se estenderam entre janeiro e abril, porém com menores valores (média de 3,5 m), do que no período pré barragem (Figura 1.6). No período de janeiro a abril houve aumento dos valores mínimos (cerca de 2,0 m) e diminuição dos valores máximos (cerca de 6 m). Para os meses de maio a dezembro as medianas dos níveis de água foram muito semelhantes (cerca de 2,8 m), os valores mínimos e máximos

aumentaram as variações (cerca de 1,5 m a 4,0 m, respectivamente). Dessa forma, no período pós barragem houve extensão do período de cheia (janeiro a abril) e normalização dos níveis de água do rio Paraná no período de abril a dezembro.

Rocha (2002) estabeleceu relações dos níveis de água do rio Paraná medidos na estação fluviométrica de PSJ, com a inundação na planície próxima a barragem da UHPP. Foi definido que nos níveis de água inferiores a 3,5 m, a água fica plenamente concentrada no canal, níveis de água acima de 3,5 m iniciam a conexão com os corpos lânticos, a partir de 4,6 m começam inundar as partes baixas da planície, em 6,0 m iniciam inundar partes intermediárias da planície, e acima de 7,0 m inundam as partes mais altas da planície.

Souza Filho (2009) a partir dessas definições de conexões entre os níveis de água e inundação na planície, analisou o tempo de permanência médio (dias por ano) desses níveis de água nos períodos de 1982 a 1998 (pré barragem) e de 1999 a 2007 (pós barragem) na estação fluviométrica de PSJ (Tabela 1.1). No período pré barragem ocorria maior tempo de permanência médio dos níveis de água acima de 3,5, 4,6, 6,0 e 7,0 m, quando comparado ao período de pós barragem, que mostrou maior tempo de permanência médio para níveis de água abaixo de 3,5 m. Essa redução do tempo de permanência dos níveis de água acima de 3,5 m, causou a redução da inundação da planície de inundação do alto curso do rio Paraná e confinamento da água na calha fluvial.

Tabela 1.1 - Tempo de permanência média anual de diferentes níveis de água registrados na estação de PSJ nos períodos pré (1982 a 1998) e pós (1999 a 2007) barragem

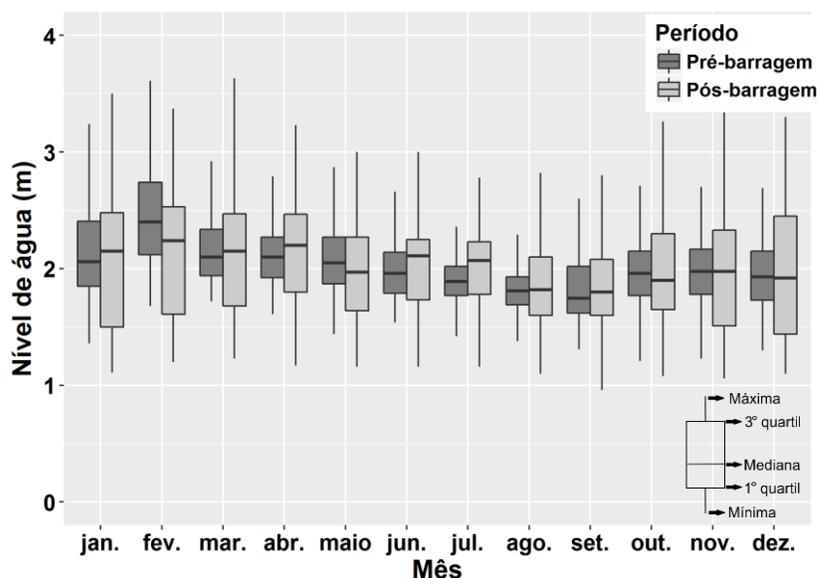
Período	Níveis de água (m)				
	< 3,5	> 3,5	> 4,6	> 6,0	> 7,0
Pré barragem (1982-1998)	150	127	59	22	7
Pós barragem (1999-2007)	280	60	19	6	0

Fonte: Adaptado de Souza Filho, (2009).

Na estação fluviométrica de Guaíra próxima ao setor sul do PNIG (Figura 1.6), também foram observadas mudanças dos níveis de água do rio Paraná, nos períodos pré e pós barragem da UHPP (Figura 1.8). O período pré barragem apresentou níveis de águas com maiores medianas (média de 2,5 m) entre janeiro e março (período de cheia), com variações dos valores mínimos e

máximos em cerca de 1,8 e 3,3 m, respectivamente. Os níveis de água nos meses de abril a setembro apresentaram medianas com tendência de diminuição (cerca de 2,0 a 1,8 m) e entre os meses de outubro a dezembro medianas com tendência de aumento (cerca de 1,8 a 2 m). Nos meses entre abril e dezembro as variações dos valores mínimos e máximos foram em cerca de 1,5 a 2,7 m, respectivamente.

Figura 1.8 - Variação mensal anual da hidrógrafa do rio Paraná na estação fluviométrica de Guaíra. Obs.: Pré barragem (1985 a 1998); Pós barragem (1999 a 2016)



Fonte: Elaborado pelo autor.

No período pós barragem as medianas dos maiores níveis de água se estenderam entre os meses de janeiro a abril, porém com menores valores médios de 2,3 m, sendo próximos dos valores do período pré barragem (Figura 1.8). No período de janeiro a abril houve aumento dos valores mínimos (cerca de 1,0 m) e dos valores máximos (cerca de 3,5 m). Para os meses de maio a dezembro as medianas dos níveis de água não apresentaram padrão, sendo entre maio e julho muito semelhantes (cerca de 2,2 m) e entre agosto e dezembro em cerca de 1,8 m. Essa falta de padrão nas medianas dos níveis de água, também ocorreram nos valores mínimos e máximos, por exemplo, entre os meses de outubro a dezembro variação de valores muito grande, sendo os mínimos e máximos de 1,0 e 3,5 m, respectivamente.

Nota-se que as variações de mínima e máxima dos níveis de água anual do rio Paraná na estação de Guaíra (cerca de 1,0 a 4,0 m) foram menores que na estação de PJS (cerca de 1,0 a 8,0

m). As mudanças dos níveis de água do rio Paraná em Guaíra não apresentaram o mesmo padrão que na estação de PSJ, porém, mostrou variações para os períodos pré e pós barragem da UHPP. Isso pode ser associado com o fato de que entre as estações fluviométricas de PSJ e Guaíra, o rio Paraná recebe águas de afluentes importantes como dos rios Ivaí, Piquiri na margem esquerda, e rios Ivinhema, Amambaí e Iguatemi na margem direita (Figura 1.6), responsáveis pelas variações dos níveis de água em Guaíra.

O controle gerado pela barragem da UHPP sobre o histórico de níveis de água do rio Paraná em Guaíra ainda não foi devidamente estudado. No entanto, há o pressuposto de que mudanças dos níveis de água anual do rio Paraná na estação de Guaíra foram provocadas pela barragem da UHPP e, por sua vez, tenha mudado a dinâmica de inundação do trecho da planície de inundação, isto é, desde a barragem da UHPP até Guaíra. Outra possibilidade que pode ser dita é de que nos períodos pré e pós barragem houve mudança nas taxas de precipitação das bacias hidrográficas dos afluentes do rio Paraná, por isso, ocorrem diferentes níveis de água na estação de Guaíra, porém falta dados comprobatórios.

Da mesma forma, é importante destacar que não há dados sobre a influência do remanso do reservatório da Usina de Itaipu no nível de água na estação de Guaíra, uma vez que, o reservatório tem proximidade, inclusive recobriu com águas o *cânion* de Sete Quedas. Mesmo que haja a influência do reservatório de Itaipu nas variações dos níveis de água do rio Paraná em Guaíra, tal influência pode ser desconsiderada para o período analisado, uma vez que, em 1985 o reservatório de Itaipu já estava formado.

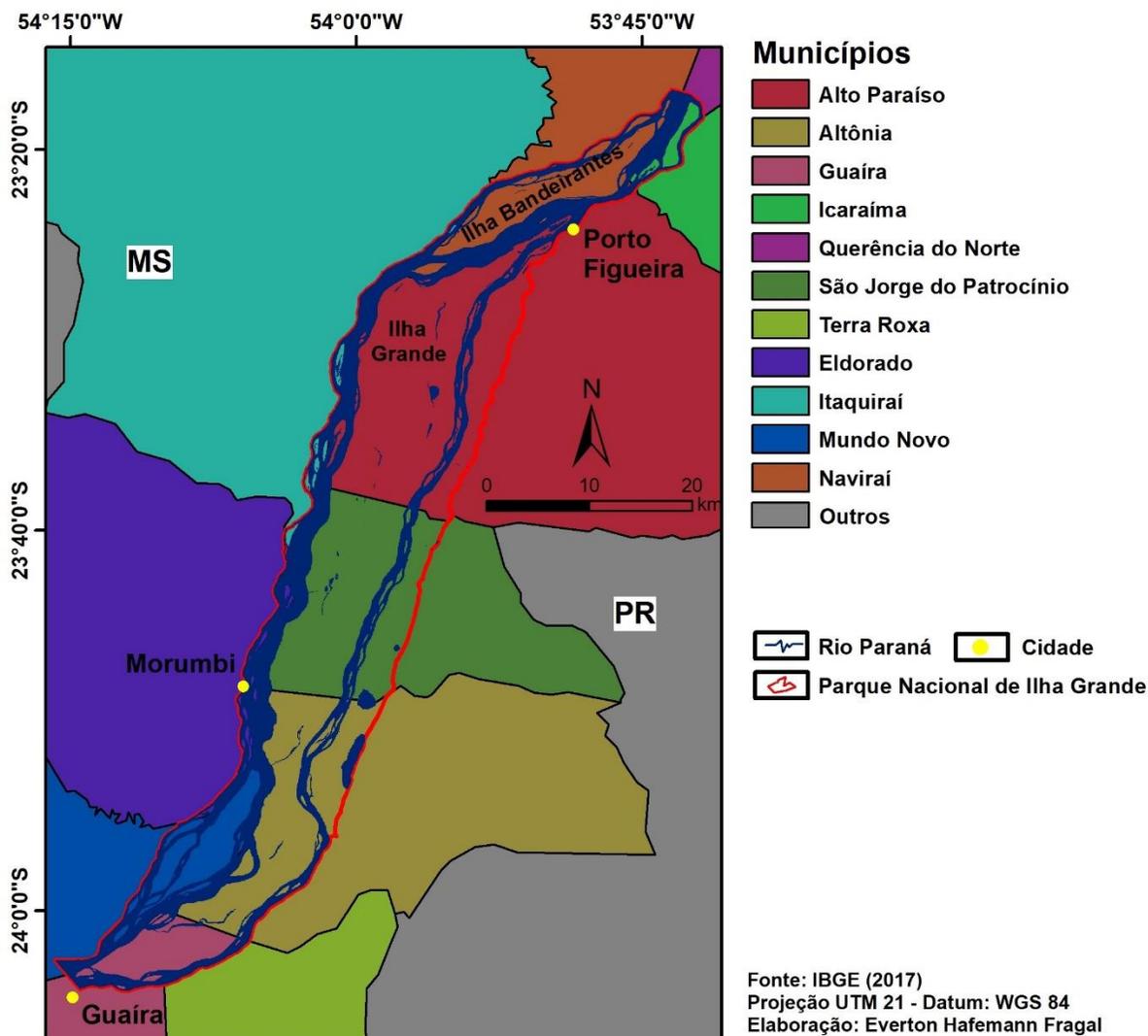
1.4.5 Contexto antrópico

Em relação a divisão política dos municípios, o parque faz limite ou abrange partes de Alto Paraíso, Altônia, Icaraíma, Guaíra, Querência do Norte, São Jorge do Patrocínio e Terra Roxa no estado do Paraná, e Eldorado, Itaquiraí, Mundo Novo e Naviraí no estado do Mato Grosso do Sul (Figura 1.9). A ocupação humana com o desenvolvimento de atividades econômicas e a criação da UC (PNIG) estão vinculadas com o contexto histórico que abrange os municípios mencionados.

A ocupação humana no parque e seu entorno teve início no século XVII, porém a sua intensificação ocorreu no século XX, principalmente a partir da década de 1940 (ICMBIO, 2008). Nas décadas de 1940 a 1970 o parque e seu entorno foi ocupado por imigrantes do norte do Paraná,

especialmente do lado paranaense para a expansão da produção de café pelos grandes fazendeiros. Desse modo, muito café foi produzido no parque e seu entorno nesse período (AZEVEDO, 2001).

Figura 1.9 - Abrangência do PNIG nos municípios dos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul



Fonte: Elaborado pelo autor.

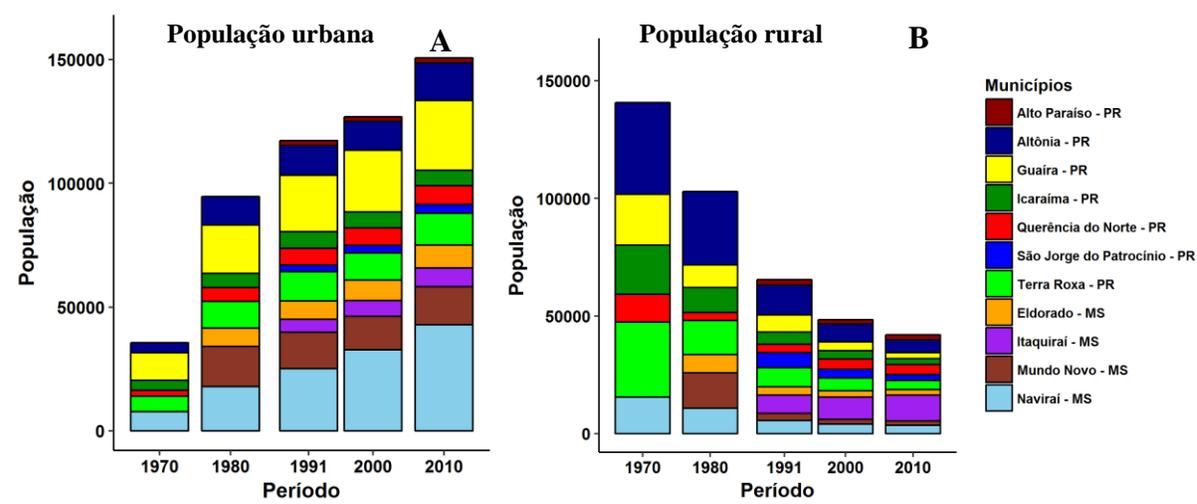
A partir da década de 1970 nesta mesma área, ocorreu a decadência da atividade cafeeira, principalmente, por causa de geadas severas e perda da fertilidade do solo. Com isso, muitos trabalhadores empregados nos cultivos de café migraram para centros urbanos, promovendo um esvaziamento do campo. As áreas de café passaram a ser utilizadas para pastagem e, também, para outras culturas mecanizadas que se adaptaram à solos de baixa fertilidade (AZEVEDO, 2001).

Assim, desde a década de 1980 nos municípios paranaenses que abrangem parte do parque, o uso da terra se estabeleceu por cultivos temporários (soja e milho), sendo destacado nas margens do rio Paraná a produção de pastagem para criação de gado (GODOY, 2001, PRIORI et al., 2012).

Nos municípios que abrangem parte do parque no estado do Mato Grosso do Sul até a década de 1970, as atividades predominantes eram a extração de erva-mate e madeira por sistema de obrages (GODOY, 2001). Obrages consistem em imensos domínios rurais de exploração intensa dos recursos naturais disponíveis até seu esgotamento (ICMBIO, 2008). Na década de 1980 ocorreu a substituição da extração de erva-mate por cultivos temporários (soja e milho) e, da mesma forma nas margens do rio Paraná pastagem para criação de gado bovino (GODOY, 2001).

Com relação a população urbana desses municípios que abrangem o parque nos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, em geral o crescimento ocorreu de maneira desorganizada. Esse adensamento populacional possibilitou o desenvolvimento dos setores de comércio e prestação de serviços voltados às atividades agropecuárias. (PRIORI et al., 2012). Ainda na década de 1970 a população urbana era menor que a população rural (Figura 1.10 A e B).

Figura 1.10 - Populações urbana (A) e rural (B) dos municípios no entorno do PNIG entre 1970 e 2010



Fonte: IBGE (1970, 1980, 1991, 2000, 2010). Obs.: Não há dados para os municípios Alto Paraíso, São Jorge do Patrocínio, Eldorado, Itaquiraí, Mundo Novo na década de 1970, devido não serem emancipados. Não há dados para os municípios de Alto Paraíso, São Jorge do Patrocínio e Itaquiraí na década de 1980, devido não serem emancipados.

A partir da década de 1980 houve um expressivo aumento devido as mudanças do uso e cobertura da terra (mudança do café para agricultura mecanizada e pastagens) (Figura 1.10 A e B).

No ano de 1991 a população urbana superou a população rural, seguindo a mesma crescente populacional nas décadas de 2000 e 2010. É importante frisar que a população urbana não está situada nos limites do PNIG e, portanto, não é um fator diretamente impactante sobre o mesmo. No entanto, para esta pesquisa foi relevante conhecer o processo de migração da população rural para os centros urbanos, em razão dessa variável expressar indiretamente as mudanças no uso e ocupação da terra localizadas na área do parque.

Nesse sentido, cabe destacar que a partir da década de 2000 no entorno do parque no estado do Mato Grosso do Sul (municípios de Naviraí e Itaquiraí) foram implantados assentamentos rurais, com a participação direta de mais de mil famílias (ICMBIO, 2008), influenciando o aumento da população rural em Itaquiraí nas décadas de 2000 e 2010 (Figura 1.10 B). Também, no lado sul-matogrossense (município de Eldorado) há uma aldeia indígena, que no ano 2000 concentrava cerca de 272 habitantes (ICMBIO, 2008). Adicionalmente, no entorno do parque no estado do Paraná (Icaraíma), junto a rodovia PR - 489, próximo a Porto Figueira há um acampamento do Movimento Sem Terra (MST). Embora existam esses agrupamentos humanos em condições especiais nas áreas rurais dos municípios de abrangência do PNIG, não existem estudos sobre a pressão antrópica exercida pelos mesmos sobre o parque, especialmente no que se refere a ocorrência de queimadas.

Nas ilhas do rio Paraná houve aumento da pecuária, apicultura e plantação de arroz em caráter de subsistência a partir da década de 1980 (GODOY, 2001). Também nas ilhas do rio Paraná ocorriam a extração da Faffia (*Pfaffia glomerata*), conhecida como ginseng-brasileiro. A extração da Faffia utiliza de queimas para facilitar a tarefa de arrancar essas raízes do solo. Foi intensa a extração da Faffia na área do parque, com possível diminuição no período posterior à sua criação, devido a fiscalização ambiental feita pela gestão do parque (GODOY, 2001).

Salienta-se, que os ilhéus e a população ribeirinha da planície de inundação do alto curso do rio Paraná viviam de pequenas plantações, como de arroz, mandioca e da pesca artesanal no rio Paraná. O que era coletado ou produzido também servia como mercadoria de troca. Com a mudança do uso e ocupação da terra a partir da década de 1980 muitos ilhéus e ribeirinhos migraram da planície de inundação, devido ao avanço da pastagem para criação de gado, realizado por grandes fazendeiros (CAMPOS; COSTA FILHO, 1994).

Além das mudanças no uso e cobertura da terra na área do parque e seu entorno a partir da década de 1980, pela demanda de energia elétrica nos centros urbanos e por interesses políticos,

ocorreu o término da construção da Usina Hidrelétrica de Itaipu (Usina Binacional, Brasil e Paraguai). No ano de 1982 o *cânion* de Sete Quedas (localizado no município de Guaíra) foi coberto pelas águas do reservatório da Usina de Itaipu, promovendo uma grande perda imaterial da beleza da paisagem natural e potencial turístico.

Ainda na década de 1980, um projeto de construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Grande (trecho do rio Paraná que recorre por Ilha Grande) causaria submersão das ilhas e planície de inundação pelas águas desse reservatório (CAMPOS, 2001). Esse projeto de construção da Usina de Ilha Grande não foi executado até os dias atuais (2018). No entanto, com a possibilidade de construção do reservatório de Ilha Grande, o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) promoveu parcialmente a posse de terras a ilhéus e população ribeirinha, principalmente nas Ilhas Grande e Bandeirantes. Essa titulação de terras a essa comunidade garantiria indenizações pelas terras cobertas pelas águas, caso fosse construído tal reservatório (GODOY, 2001).

Desse modo, com a área afetada diretamente pelo reservatório de Itaipu (a jusante do PNIG) e a possibilidade de criação de uma Usina Hidrelétrica em Ilha Grande, na área do PNIG e adjacências, houve uma maior preocupação e interesse de preservação dos recursos naturais e paisagens naturais com potenciais turísticos, frente as transformações provocadas por usinas hidrelétricas ou outras atividades antrópicas. A partir de interesses políticos e econômicos na década de 1990, ocorreram movimentos para criações de áreas ambientalmente protegidas na região (CAMPOS, 2001).

No início da década de 1990 foram criadas Áreas de Proteção Ambiental no entorno do PNIG nos municípios de São Jorge do Patrocínio, Alto Paraíso e Altônia (Figura 1.9), que tiveram restrições do uso agropecuário e extrativista (GODOY, 2001). Posteriormente, os municípios de Guaíra, Terra Roxa e Icaraíma, no estado do Paraná, e municípios de Mundo Novo, Itaquiraí, Eldorado e Naviraí no estado do Mato Grosso do Sul criaram Áreas de Proteção Ambiental nas adjacências do PNIG. Tais áreas ambientalmente protegidas configuram seus usos para fins turísticos, além de captação de recursos repassados pelo ICMS Ecológico. O estado do Paraná foi o pioneiro no incentivo financeiro pelo ICMS Ecológico para os municípios que criassem e mantivessem áreas ambientalmente protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral ou de Uso Sustentável) (ICMBIO, 2008). Além disso, essas áreas ambientalmente protegidas foram uma forma compensatória em relação a criação do reservatório de Itaipu que cobriu por águas Sete Quedas em Guaíra (CAMPOS, 2001).

No ano de 1994 foi criada uma Estação Ecológica que abrangia a área central de Ilha Grande e Ilha Bandeirantes, com o uso restrito a pesquisa. Em 1997 foi criado o Parque Nacional de Ilha Grande (PNIG) como uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, a fim de conservar a sua biodiversidade, com a possibilidade de desenvolvimento de estudos científicos e atividades restritas, como turismo. Além disso, no mesmo ano foi criada a Área de Proteção Ambiental (APA) das ilhas e várzeas do rio Paraná, estendendo-se desde Guaíra (abrangendo a área do PNIG) até proximidade da barragem da UHPP, a qual restringe atividades de uso e cobertura da terra, a fim de contribuir com a efetiva proteção ambiental do PNIG.

A gestão do PNIG é realizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) com parceria das prefeituras dos municípios que abrangem partes do parque, além da parceria com o Consórcio Intermunicipal para a Proteção do Remanescente do Rio Paraná e Áreas de Influência (CORIPA), que gerencia a APA das ilhas e várzeas do rio Paraná. A ação conjunta desses órgãos promovem o gerenciamento ambiental do parque e APA do entorno, fiscalizando atividades predatórias e proibidas, como a mineração de areia, argila e pecuária respectivamente.

Com a criação do PNIG não é permitido a ocupação humana no seu interior, dessa forma, muitos ilhéus e ribeirinhos com situação fundiária regularizada ou não foram obrigados a saírem do área do parque. Uma vez que, anteriormente a criação do parque havia ocupação humana em cerca de 200 casas, após a criação do parque gradativamente estão sendo retiradas a comunidade ribeirinha (ICMBIO, 2008). No entanto, a situação fundiária no parque não está plenamente resolvida, pois moradores ainda permanecem no parque e outras esperam pelo ressarcimento da posse de terra (ICMBIO, 2008). Essa situação fundiária indefinida gera uma tensão social na área do parque e entorno.

Com a criação do PNIG e APA das ilhas e várzeas do rio Paraná vários conflitos foram gerados com as atividades econômicas configuradas a partir da década de 1980. As atividades de agricultura (soja e milho) no entorno do parque e pecuária nas margens do rio Paraná são as predominantes, as quais podem promover pressões, como expansão das atividades sobre a área do parque e queimadas de áreas vizinhas adentrarem no parque (incendiários).

Embora em menor expressividade econômica, a apicultura é desenvolvida no parque. A apicultura apresentou aumento da quantidade de colmeias com a criação do PNIG, devido ao

marketing sobre a qualidade do mel gerado em uma área ambientalmente protegida. Parte do mel produzido no parque tem sido exportada para o Japão e Alemanha (SILVA, 2006).

A atividade de apicultura é uma forma de complemento de renda da população ribeirinha, porém há relatos de donos de colmeias que residem nas cidades de Umuarama e Maringá, no estado do Paraná, que contratam ribeirinhos para cuidarem de suas colmeias. Na área do parque estimou-se que no ano de 2000 havia cerca de 10.000 caixas de abelhas (ICMBIO, 2008).

O rio Paraná não pertence a área do parque, porém situa-se na APA das ilhas e várzeas do rio Paraná, que regula o desenvolvimento de atividades exploratórias, como as extrações de areia e argila. A areia tem sido extraída do leito do canal por grandes barcos, enquanto a argila tem sido extraída nas margens de ilhas e na planície de inundação do rio Paraná (ICMBIO, 2008). Nas áreas próximas a Porto Figueira tem sido desenvolvidas tais atividades.

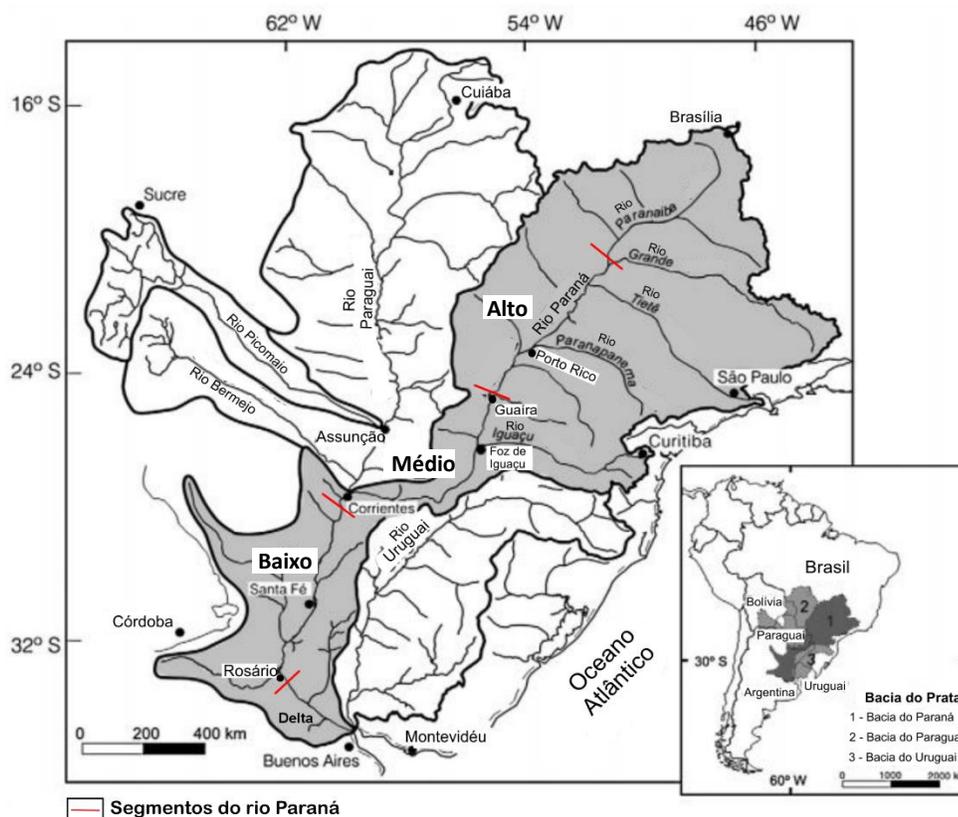
2. REFERENCIAL TEÓRICO

Esta seção apresenta os aspectos teóricos que foram envolvidos na pesquisa, enfatizando-se sobre o alto rio Paraná e relevo fluvial, as unidades de conservação brasileiras, os incêndios florestais, as queimadas, a utilização do Sensoriamento Remoto direcionado aos incêndios e queimadas, bem como, a modelagem da probabilidade de frequentes queimadas a partir das influências dos fatores ambientais e antrópicos nas ocorrências de queimadas.

2.1 Alto rio Paraná e relevo fluvial

O rio Paraná é um dos maiores rios do mundo com uma extensão em cerca de 3.000 km (SOUZA FILHO, 1993). Este rio possui a segunda maior bacia hidrográfica da América do Sul com uma área de drenagem de aproximadamente 2.800.000 km² (STEVAUX, 2000). O rio Paraná está setorizado em três segmentos (alto, médio e baixo) (Figura 2.1).

Figura 2.1 - Bacia hidrográfica do rio Paraná inserida no contexto da bacia hidrográfica do Prata

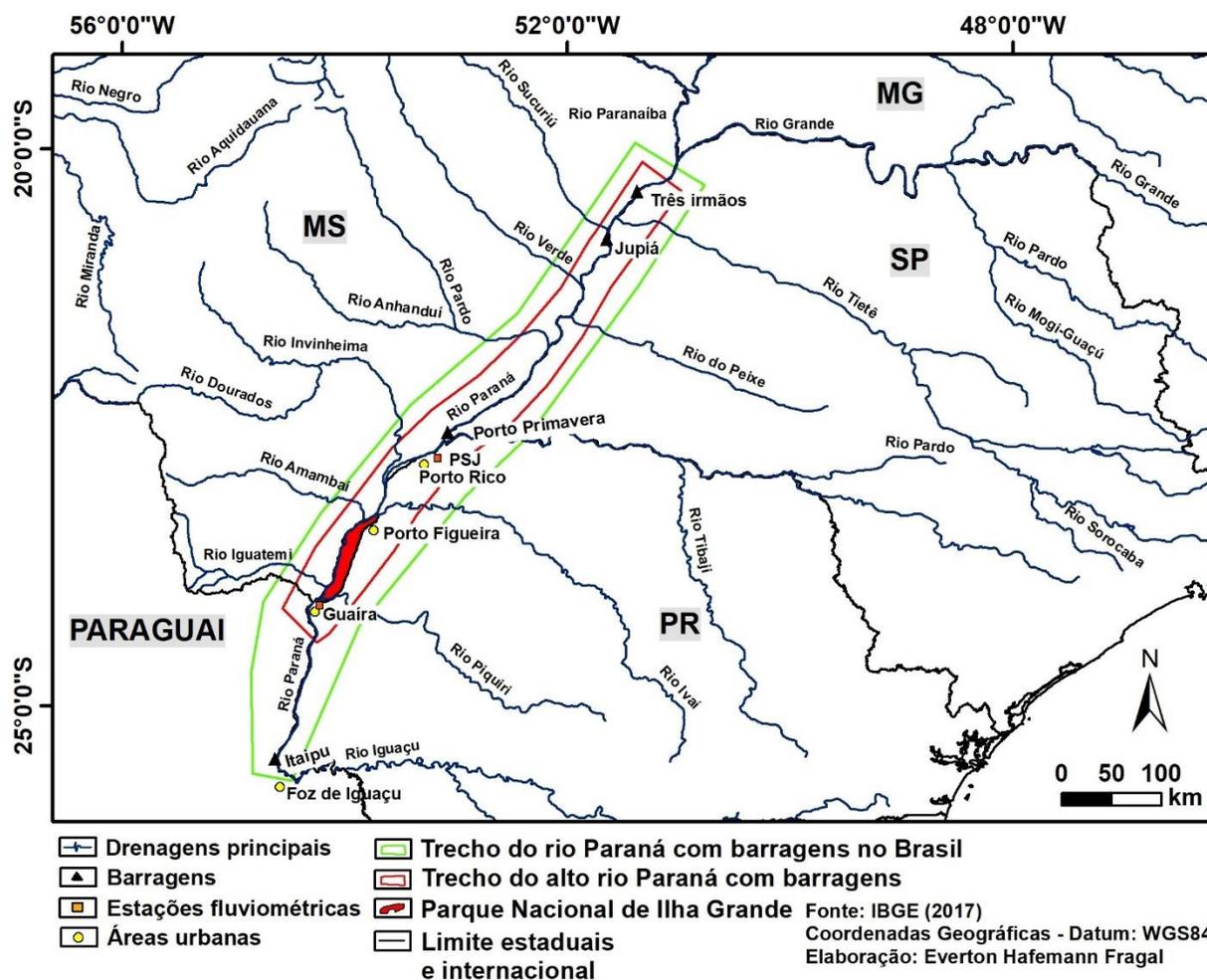


Fonte: Modificado de Stevaux (2000).

O alto rio Paraná se estende desde seu início (confluências dos rios Grande e Parnaíba) até Guaíra, o médio segmento do rio Paraná percorre abaixo de Guaíra até um pouco abaixo da cidade de Corrientes (Argentina), enquanto o baixo setor do rio ultrapassa a cidade de Rosário (Argentina), finalizando no Delta do Paraná que percorre até a confluência do rio Uruguai (Buenos Aires), formando o estuário da Prata (STEVAUX, 2000).

O alto rio Paraná possui extensão de cerca de 1.800 km, drenando uma área de mais de 800.000 km² (SOUZA FILHO, 1993). Por demanda energética brasileira, o alto rio Paraná possui três barragens (Três irmãos, Jupιά e Porto Primavera), além de Itaipu situada abaixo de Guaíra (Figura 2.2). Essas barragens regulam os níveis de água do alto rio Paraná, que reduzem a conectividade da água com a planície de inundação.

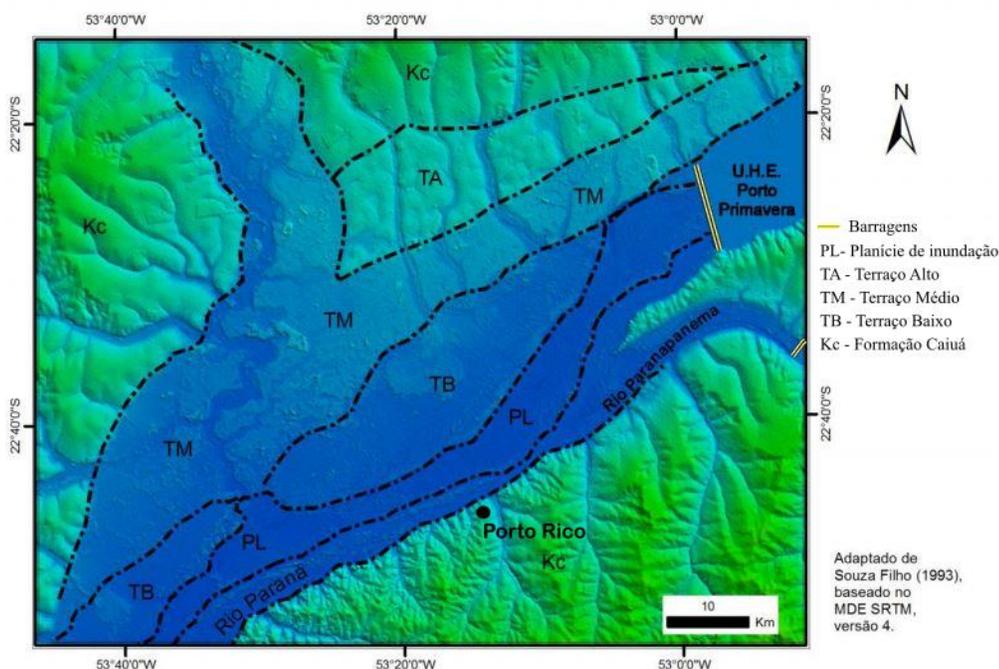
Figura 2.2 - Barragens do rio Paraná em território brasileiro



Fonte: Baseado em Stevaux, Martins e Meurer (2009).

A planície de inundação do alto rio Paraná está visível desde a barragem da UHPP até Guaíra, embora tenha início na foz do rio Pardo (MS), a qual foi coberta pelas águas do reservatório da UHPP (SOUZA FILHO, 2011). Na planície há uma maior concentração de estudos ambientais próximo a Porto Rico (Figura 2.3), devido principalmente a presença de uma base de pesquisa avançada da Universidade Estadual de Maringá (UEM). Nesse setor da planície foram mapeados com detalhe a distribuição da vegetação (STEVAUX; CORRADINI, AQUINO, 2013), feições geomorfológicas (SANTOS, 1997; ANDRADE, 2008) e dinâmica de inundação (ROCHA, 2002; FRAGAL; SOUZA FILHO, ALVES, 2012).

Figura 2.3 - Planície de inundação e terraços fluviais próximo a barragem da UHPP



Fonte: Adaptado de Cremon (2009).

A planície de inundação consiste em uma interface entre os ambientes aquático e terrestre, que possui mosaicos de feições geomorfológicas, além de fauna e flora adaptadas às periódicas inundações. A planície de inundação situa-se predominantemente na margem direita do rio Paraná, desde a barragem da UHPP até aproximadamente a foz do rio Ivaí e, posteriormente, situa-se internamente no canal fluvial e na margem esquerda do rio Paraná até Guaíra. A planície de inundação encontra-se na altitude em torno de 238 m e com declividade média de 7 cm/km próximo a UHPP, e altitude média de 220 m com declividade de 6 cm/km próximo a Guaíra. Na

planície de inundação as feições geomorfológicas predominantes são a zona de paleobarras, zona de bacia de inundação e zona de diques (SOUZA FILHO, 1993).

A zona de paleobarras é caracterizada por feições fusiformes com extensão em até 10 km e média de 2,5 km de largura. Próximo a barragem da UHPP a zona de paleobarras é mais frequente, no topo das paleobarras encontra-se predominantemente areia média e fina e presença de vegetação arbustiva aberta ou densa (SOUZA FILHO, 1993).

A zona de bacia de inundação ocupa a maior área da planície de inundação entre a UHPP e Guaíra, e constitui-se de superfície plana, sendo mais elevadas nas margens e gradativamente mais baixa em direção ao centro. Próximo a UHPP a zona de bacia de inundação é cortada pelos rios Baía e Curutuba, enquanto próximo a Guaíra é a feição predominante das Ilhas Grandes e Bandeirantes. Os depósitos sedimentares do topo da zona de bacia de inundação são mais argilosos e com presença de vegetação herbácea, e em geral, encharcadas por água (SOUZA FILHO, 1993).

A zona de diques distribui-se desde a UHPP até Guaíra e situa-se predominantemente nas bordas da planície de inundação e ilhas ao longo do canal fluvial. A zona de diques tem forma linear e no topo dos depósitos ocorrem areia média e fina, tem relevo mais alto em relação as outras zonas, e ocupado por vegetação arbórea (SOUZA FILHO, 1993).

Terraços fluviais apresentam-se distribuídos de forma irregular principalmente entre a UHPP e a foz do rio Ivaí. Os terraços fluviais são antigas planícies de inundação do rio Paraná e são mais visíveis na região de Porto Rico (Figura 2.3). Souza Filho (1993) classificou os terraços em três unidades (baixo, médio e alto), no entanto, outros pesquisadores podem utilizar a classificação dessas unidades proposta por Stevaux (1993). Em geral, os estudos sobre os terraços tem o enfoque nos processos que os originaram (SOUZA FILHO, 1993; STEVAUX, 1993, FORTES et al., 2007).

Com base na classificação de Souza Filho (1993) o terraço alto ocorre entre as cotas 250 e 300 m na região da UHPP até a foz do rio Ivaí, apresenta-se coberta por vegetação arbórea, e com baixa densidade de drenagem. O terraço alto tem predominância de depósitos de areia maciça com espessura superior a 15 m. O terraço médio ocorre em altitude média de 240 m entre a UHPP e a foz do rio Ivaí, tem elevada densidade de lagoas circulares e vegetação herbácea e arbórea intercalada. No terraço médio o contato entre os terraços alto e baixo apresenta uma quebra negativa nítida no relevo. O terraço médio tem depósitos de areia maciça no topo com espessura máxima de 15 m (SOUZA FILHO, 1993).

O terraço baixo ocorre entre altitude de 240 e 245 m próximo a UHPP e em 230 e 235 m próximo a foz do rio Ivaí. O limite do terraço baixo em relação ao terraço médio apresenta uma quebra negativa nítida. O terraço baixo tem zona retrabalhada com depósitos de areia fina que podem chegar a quatro metros de espessura. Este terraço é ocupado por vegetação herbácea e arbórea e possui baixa densidade de drenagem (SOUZA FILHO, 1993).

2.2 Unidades de Conservação brasileiras

A necessidade de conservação dos recursos naturais pelas UCs está associada aos impactos negativos das atividades antrópicas ao meio ambiente, e conseqüentemente, à sociedade, sendo estes: poluição, mudanças climáticas, limitação dos recursos naturais, alteração da diversidade de fauna e flora e aumento de doenças (CHIVIAN; BERNSTEIN, 2008, MMA, 2008). Reconhece-se que a criação do Parque Nacional de Yellowstone (PNY) em 1872 foi um marco inicial para a criação de áreas ambientalmente protegidas em todo o mundo (SCHULLERY; WHITTLESEY, 2003). A concepção da criação do PNY apresentou sinergia entre uma área de riqueza ambiental e uma área com grande beleza cênica para recreação.

As criações de UCs no Brasil iniciaram na década de 1930 devido a interesses do poder público e da população. Os motivos das criações das UCs modificaram-se no decorrer do tempo. Inicialmente as UCs eram criadas para proteção ambiental de áreas com grandes belezas cênicas (p.e. presença de cachoeira), depois ampliou-se esta motivação para a conservação da biodiversidade brasileira, a fim do desenvolvimento de pesquisas e apreciação pelas futuras gerações. Recentemente, o motivo cerne das criações das UCs é a proteção da biodiversidade de remanescente dos biomas brasileiros (FARINHA; SILVA; BERNADO, 2017).

O marco histórico brasileiro para a criação e manutenção das UCs foi a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) pela lei nº 9.985 de julho de 2000 (BRASIL, 2000). O SNUC corresponde pelo conjunto de Unidades de Conservação em esferas federal, estadual e municipal, que visa proteger e conservar a biodiversidade, e melhorar o bem-estar da população. A SNUC definiu 12 categorias de áreas protegidas, classificadas em dois grupos: 1) Unidades de Proteção Integral; 2) Unidades de Uso Sustentável.

As Unidades de Proteção Integral destinam-se a conservação integral da biodiversidade, que permitem apenas o uso indireto dos recursos naturais, como para o turismo, educação e

pesquisa. Cinco categorias fazem parte desse grupo: 1) Estação Ecológica; 2) Reserva Biológica; 3) Parque Nacional, Estadual e Municipal; 4) Monumento Natural; 5) Refúgio de Vida Silvestre.

1) Estação Ecológica: tem a finalidade de conservar integralmente a natureza, é de domínio público e possui visita do público de modo restrito, exceto se o objetivo for educacional. Na Estação Ecológica é permitido a realização de pesquisa com alteração do meio ambiente em até 5% da área total protegida ou até o limite de 1.500 ha;

2) Reserva Biológica: tem o objetivo de conservação integral da biota e demais atributos naturais existentes, sem a interferência humana direta, é de domínio público, possui restrições à visita pública, exceto para fins educacionais, e a atividade de pesquisa é permitida com restrições do órgão responsável por sua administração;

3) Parque Nacional: criado pela esfera federal possui finalidade de conservação dos ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, e é de domínio público. O Parque Nacional permite a visitação pública, atividades de pesquisas, educação, turismo e recreação com restrições do seu plano de manejo e do órgão responsável por sua administração. Destaque, a área de estudo desse trabalho se enquadra como Parque Nacional. Os parques criados pelas esferas estadual e municipal são chamados de Parque Estadual e Parque Natural Municipal, respectivamente;

4) Monumento Natural: destina-se a conservar sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza cênica, que pode ser de domínios público ou privado. A visita pública está condicionada ao estabelecido pelo plano de manejo e órgão responsável por sua administração;

5) Refúgio de Vida Silvestre: tem o objetivo de proteger ambientes naturais que assegurem condições para a existência e reprodução das comunidades de fauna e flora. Esta área de proteção é de domínio público, mas pode ter de domínio privado, caso siga as restrições estabelecidas pela lei. Nesta unidade são permitidas atividades de pesquisa e visita do público com restrições do plano de manejo e do órgão responsável por sua administração.

As Unidades de Uso Sustentável tem o objetivo de conservar os recursos naturais e utilizá-los de modo direto, porém com restrições, para que não sejam exauridos ou inviabilizados de uso. Sete categorias formam esse grupo: 1) Área de Proteção Ambiental; 2) Área de Relevante Interesse Ecológico; 3) Floresta Nacional; 4) Reserva Extrativista; 5) Reserva de Fauna; 6) Reserva de Desenvolvimento Sustentável; 7) Reserva Particular do Patrimônio Natural.

1) Área de Proteção Ambiental: consiste em uma área geralmente extensa, que possui diversos atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais importantes para qualidade de vida e bem-estar da população. Esta área de proteção tem ocupação e atividade humana regulada para proteger os recursos naturais, isto é, utilizar dos recursos naturais sem degradá-los plenamente ou esgotá-los, e pode ser constituída por domínios público ou privado;

2) Área de Relevante Interesse Ecológico: é uma área geralmente de pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana, com características naturais extraordinárias ou raras da biota regional, e pode ser de domínios público ou privado;

3) Floresta Nacional: confere por uma área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas, que tem a finalidade principal para a pesquisa e exploração sustentável (produtos vegetais). A Floresta Nacional é de domínio público, admite-se a permanência e ocupação das populações tradicionais, assim como visitação pública;

4) Reserva Extrativista: consiste em uma área usada pelas populações extrativistas tradicionais que desenvolvem atividades de extrativismo vegetal, complementadas pela agricultura de subsistência e criação de gado de pequeno porte. A Reserva Extrativista contribui para a preservação da cultura das populações tradicionais e proteção dos recursos naturais, sendo a visitação pública e atividade de pesquisa permitidas com restrições;

5) Reserva de Fauna: corresponde a uma área com populações de animais de espécies nativas, terrestres ou aquáticas, e residentes ou migratórias. A Reserva de Fauna é adequada para pesquisa sobre o manejo econômico sustentável de recursos faunísticos, é de domínio público, e a visitação pública é permitida desde que sigam as normas do órgão de administração da unidade;

6) Reserva de Desenvolvimento Sustentável: destina-se concomitantemente conservar os recursos naturais e assegurar as condições para a reprodução dos modos e da qualidade de vida das populações tradicionais. Esta área de proteção é de domínio público, permite a visitação pública e desenvolvimento de pesquisa, seguindo as normas do plano de manejo e do órgão responsável pela sua administração;

7) Reserva Particular do Patrimônio Natural: consiste em uma área de domínio privado com a finalidade de conservar a biodiversidade, a qual deve-se desenvolver atividades de pesquisa, educação, turismo e recreação.

As UCs brasileiras se configuram da seguinte forma, Tabela 2.1. O Brasil possui uma das maiores biodiversidade do mundo, tanto em fauna, quanto em flora (McNEELY et al., 1990).

No entanto, para conservar essa biodiversidade, não há uma grande representatividade de áreas protegidas pelas UCs. As UCs de Proteção Integral totalizam uma área de 541.296 km², enquanto as UCs de Uso Sustentável de 1.041.462 km², que correspondem a 5,4% de todo território nacional. Além disso, a distribuição das UCs é desigual em relação aos seus biomas, sendo o bioma Amazônico, o mais que possui UCs, e os biomas de Caatinga e Cerrado tem falta de representatividade (LIMA, 2008). Em geral, as UCs do bioma de Mata Atlântica possuem pequenas extensões, quando comparadas aos de outros biomas. Entretanto, a maioria das UCs de Mata Atlântica pertencem a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica que visa a integração espacial de áreas ambientalmente protegidas.

Tabela 2.1 - UCs no Brasil

Unidades de Proteção Integral		
Grupos	Quantidade	Área total (km²)
Estações Ecológicas	96	122.351
Reservas Biológicas	62	56.126
Parques (Nacional, Estadual e Municipal)	395	357.533
Monumentos Naturais	43	1.421
Refúgios de Vida Silvestre	40	3.867
Unidades de Uso Sustentável		
Grupos	Quantidade	Área total (km²)
Áreas de Proteção Ambiental	302	464.008
Áreas de Relevante Interesse Ecológico	50	1.020
Florestas (Nacional, Estadual e Municipal)	106	34.130
Reservas Extrativistas	90	144.610
Reservas de Fauna	0	0.000
Reservas de Desenvolvimento Sustentável	37	112.153
Reservas Particulares do Patrimônio Natural	808	5.540

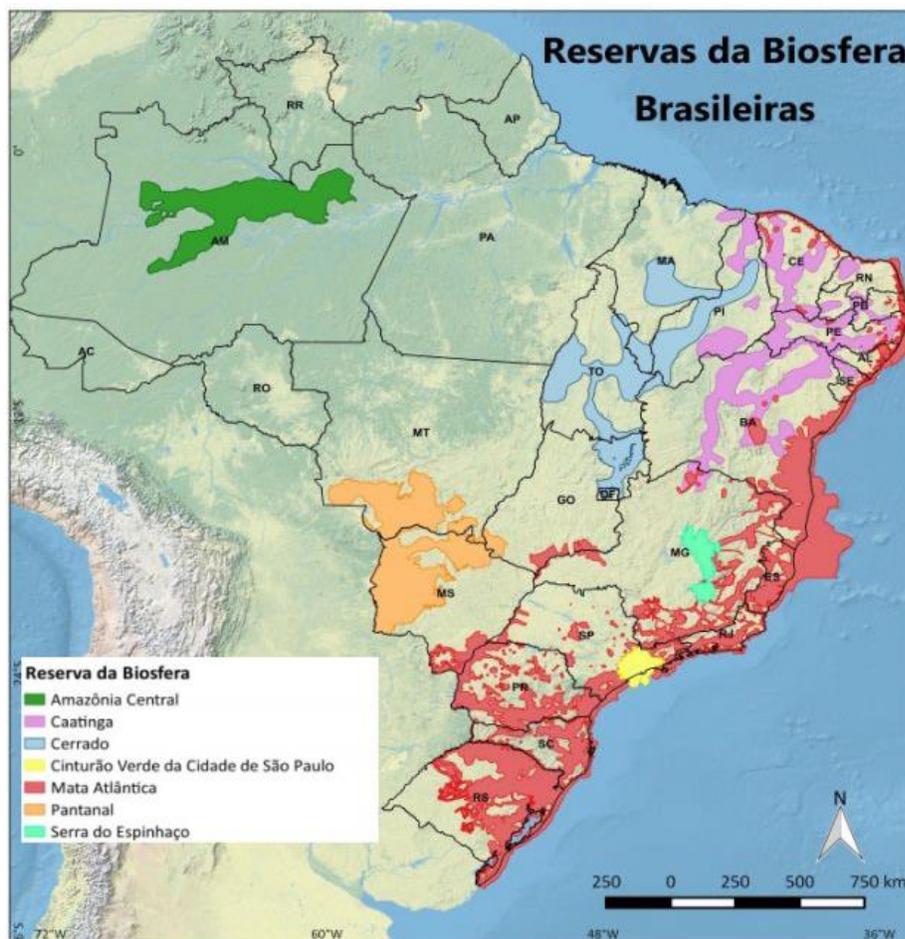
Fonte: CNUC, (2016).

2.2.1 Reserva da Biosfera da Mata Atlântica

A Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (*United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*, UNESCO) em 1971 criou o programa “O Homem e a Biosfera” (MaB), que consiste em uma cooperação científica internacional que estuda os efeitos das ações antrópicas sobre os ecossistemas do planeta (MMA, 2004). O MaB tem

o objetivo de criar uma rede de proteção de setores da biosfera. A partir desse programa foi criado a Reserva da Biosfera, que corresponde a integração de áreas dos biomas que possibilitem a conservação da natureza e uso com restrições dos recursos naturais pelas comunidades locais. Até o ano de 2005 foram criadas 499 Reservas da Biosfera localizadas 110 países (UNESCO, 2008). No Brasil, são reconhecidas pela UNESCO sete Reservas da Biosfera (Figura 2.4).

Figura 2.4 - Reservas da Biosfera do Brasil

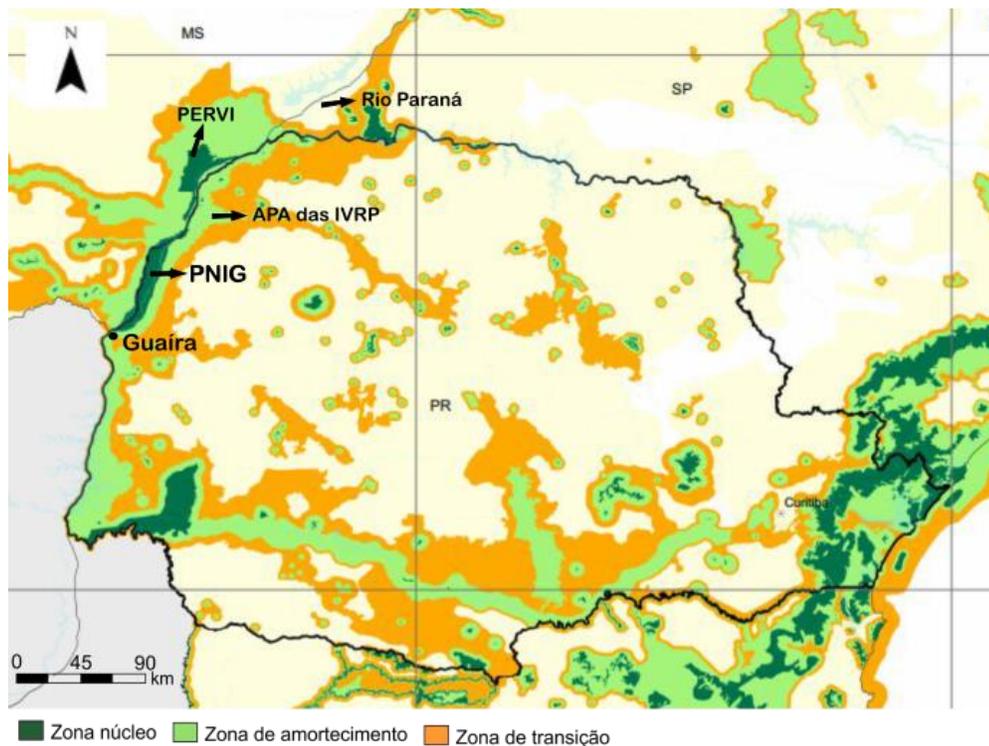


Fonte: Adaptado de Pellegrini (2017).

A partir da Figura 2.4 nota-se a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, a Reserva da Biosfera do Cerrado e a Reserva da Biosfera do Pantanal, a Reserva da Biosfera Corredor Central Amazônico, a Reserva da Biosfera da Caatinga, a Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço e a Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo. Cabe destacar, que foram criadas áreas de Reservas da Biosfera sobre a bacia oceânica brasileira.

Com o cerne sobre o Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, a qual abrange o PNIG, destaca-se que é composta por três zonas, a zona núcleo, a zona de amortecimento e zona de transição, que possuem diferentes funções sociais e ambientais, Figura 2.5. A zona núcleo dessa reserva corresponde pelas UCs de Proteção Integral, a qual o parque está inserido. A zona de amortecimento é composta por área adjacente à zona núcleo, que se permite o desenvolvimento de atividades com pequena degradação ambiental (ecoturismo). A zona de transição consiste em área adjacente a zona de amortecimento com atividades econômicas de agricultura, pecuária e entre outros, porém que viabilizem o desenvolvimento socioeconômico (RBMA, 2008).

Figura 2.5 - Reserva da Biosfera da Mata Atlântica situada principalmente no estado do Paraná e setor sudeste do Mato Grosso do Sul



Fonte: Adaptado de RBMA (2008).

Próximo ao PNIG existe outra zona núcleo, que corresponde ao Parque Estadual do Ivinhema (PERVI), que juntas possibilitam a maior conservação da biodiversidade da Mata Atlântica com grande influência aquática do rio Paraná. A zona de amortecimento é composta principalmente pela Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná (APA das IVRP), que visa alcançar as condições necessárias para maximizar a conservação da diversidade

ecológica da zona núcleo. A zona de transição circunda à zona de amortecimento em direção leste no estado do Paraná e oeste no estado do Mato Grosso do Sul, principalmente próximo a grandes rios (p.e. rios Ivaí, Amambaí e Iguatemi).

O PNIG é um dos principais locais de ligação e conservação da biodiversidade da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica dos estados do Mato Grosso do Sul e Paraná. Como parte dessa reserva, o parque possui maior notoriedade internacional para conservação da biodiversidade do bioma de Mata Atlântica. Além disso, poderá ser concedido ao parque o título de Patrimônio da Humanidade pela UNESCO, podendo assim, aumentar a sua capacidade de infraestrutura física para proteção ambiental, principalmente em relação aos incêndios florestais (ICMBIO, 2008).

2.3 Incêndios florestais e queimadas

Nessa seção frisou-se a importância do fogo para a natureza e seu uso pela sociedade, assim como, apresentados alguns conceitos vinculados à incêndios florestais e queimadas. Nas subseções foram apresentadas algumas causas e efeitos dos incêndios florestais no meio ambiente e sociedade, além da descrição de ocorrências de incêndios em UCs brasileiras.

O fogo é um evento perturbador que modela ambientes naturais a milhares de anos. O fogo faz parte da história da humanidade sendo uma das primeiras ferramentas utilizadas para aquecimento do ambiente e de alimentos, proteção contra predadores, caça, modelagem de metais, guerras e limpeza de terrenos (BOSERUP, 1965). Atualmente, o fogo ainda é utilizado para diversas atividades, como na queima de combustíveis para geração de energia (queima de carvão vegetal), limpeza de terreno e expansão da fronteira agrícola.

O fogo no setor ambiental pode ser utilizado para o manejo de material combustível (cobertura vegetal), com o intuito de limpar o terreno, renovar a vegetação, reduzir o risco a desastres naturais, e manter ou recuperar alguns ambientes, como do bioma de Cerrado (KOPROSKI, 2011). Além disso, o fogo pode ser utilizado para recuperação de áreas atingidas por guerras e acidentes nucleares, controlar a distribuição de pragas, doenças e espécies vegetais não desejadas.

Destaca-se os conceitos relacionados ao fogo na vegetação que foram empregados nessa pesquisa (TWISP, 2014):

- 1) Fogo: consiste no desenvolvimento de calor, luz e chama produzido pela combustão viva de algum material combustível;
- 2) Incêndio florestal: corresponde ao consumo de qualquer tipo de vegetação pelo fogo. Característica do incêndio florestal é possuir fogo fora de controle;
- 3) Focos de calor: registro de temperatura de superfície por sensores remotos que são interpretados como incêndios florestais;
- 4) Queimadas: refere-se a situação após o consumo da vegetação pelo fogo, que fica em evidência a sua área de ocorrência, também referida como cicatriz de queimada. A queimada é principalmente utilizada como ferramenta para o manejo de cultivos e pastagens;
- 5) Dinâmica de queimadas: consiste na caracterização espacial e temporal das áreas queimadas (p.e. frequência e extensão);
- 6) Frequência de queimadas: confere pela quantidade de vezes que uma área foi queimada em um determinado período;
- 7) Intervalo de retorno médio de queimada: corresponde ao intervalo médio de ocorrências de queimadas em uma área para determinado período;
- 8) Último ano da queimada: consiste na data da última ocorrência de queimada de uma área em um determinado período.

2.3.1 Causas dos incêndios florestais e queimadas

Os incêndios florestais fazem parte do sistema terrestre e são causados por causas naturais ou antrópicas. Os incêndios por causas naturais são ocasionados por descargas elétricas, vulcanismo e combustão espontânea (KOMAREK, 1972). Por causa antrópica e voltado para o contexto de uso e ocupação da terra, incêndios florestais são o passo inicial para o desenvolvimento de atividades agrícolas e ou de pecuária (limpeza da terra). Estima-se que no mundo cerca de 90% dos incêndios em florestas são causados por ações antrópicas (CABÁN, 2004).

As causas de incêndios florestais são classificadas em oito classes, segundo o Serviço Florestal dos Estados Unidos da América (*U. S. Forest Service*), as quais são adotadas pelos gestores das UCs (KOPROSKI, 2009). As classes são: 1) raios; 2) incendiários; 3) queimas para limpeza; 4) fumantes; 5) fogos de recreação; 6) operações florestais; 7) estradas de ferro; 8) diversos.

1) Raios: incêndios ocorridos pelas descargas elétricas em determinada área, sendo mais frequente esse fenômeno no período chuvoso. Em geral, as áreas queimadas não são extensas, devido a chuva seguida dos raios. Cabe destacar, que a classe raios é a única estabelecida como causa natural;

2) Incendiários: incêndios provenientes de fogo de áreas vizinhas. O uso de fogo não controlado em uma propriedade se propaga além dos seus limites e causa a queima de extensas áreas. Em geral, os incêndios são de forma intencional, algumas razões são para a expansão ou disputa de terra, retaliação ou vingança;

3) Queima para limpeza: incêndio para a limpeza da terra que pode ser em áreas de cultivos ou pastagens. Muitas vezes o uso do fogo não é controlado o que acaba se propagando em áreas florestais;

4) Fumantes: incêndios provocados por pontas de cigarros ou fósforos aceso na vegetação. Possui frequente ocorrência na estação seca;

5) Fogos para recreação: incêndios causados pelos usuários da floresta para atividades recreativas (p.e. fogueiras). Esse tipo de incêndio ocorre pelo descuido de apagar completamente o fogo antes de se retirarem;

6) Operações florestais: incêndios provocados por trabalhadores em áreas florestais, exceto por fumar;

7) Estradas de ferro: incêndios provenientes de atividades ferroviárias;

8) Diversos: incêndios originados por causas desconhecidas ou que não se enquadram nas classes anteriores. Exemplos: fogos de artifícios e balões de festa.

No Brasil, os incêndios são causados principalmente por incendiários para facilitar a execução de outras ações, como de desmatamento (DEAN, 1996). Adicionalmente, os incêndios são empregados para manejo de cultivos ou pastagens (queima para limpeza), que promovem um novo uso da terra ou rebrota da vegetação (COCHRANE, 2009). Desta forma, o Brasil possui um extenso espaço apto para produções agrícola e de pecuária, e ainda em muitas áreas utilizam as queimadas como ferramenta para a expansão da fronteira agrícola, limpeza da terra e renovação das pastagens. Assim, existe uma relação cultural do uso do fogo para modificação da paisagem e do manejo de cultivos.

2.3.2 Efeitos dos incêndios e queimadas ao meio ambiente e sociedade

Os incêndios florestais com frequências elevadas geram efeitos negativos a diversos sistemas, como no ecossistema, na atmosfera e população em geral. No ecossistema, as queimadas causam redução da reciclagem de nutrientes do solo e redução da biodiversidade de fauna e flora (PIOVESAN, et al., 2013). No solo, promovem efeitos de redução da fertilidade (materiais orgânicos e inorgânicos), além de favorecer os processos de erosão laminar do solo. Na flora, os incêndios provocam a combustão do material vegetal ou estresse pelas altas temperaturas na vegetação vizinha. Na combustão da vegetação há eliminação de predadores naturais de algumas espécies e redução do banco de sementes existente no solo, o que favorece o estabelecimento de espécies exóticas (KOZLOWSKI, 1974). Assim, em ambientes que o fogo não faz parte para sua manutenção, as queimadas diminuem a diversidade de espécies o que promove a sua simplificação, além de gerar ruptura de conectividades da vegetação com o ecossistema.

Na fauna, os incêndios causam a morte de animais, principalmente daqueles de pequenos porte, além de médio e grande porte (KOPROSKI, 2009). Desta forma, as queimadas reduzem a quantidade e variedade da população de animais. Na água, as queimadas afetam de modo global o ciclo hidrológico, por meio da redução da evapotranspiração proveniente da combustão da vegetação e de modo local, as fuligens do material queimado afetam a qualidade da água, que prejudicam principalmente a fauna aquática (KRUSCHE, 2005).

Na atmosfera, os incêndios geram perda da qualidade do ar, por causa da liberação de gases tóxicos (p.e. monóxido e dióxido de carbono), a partir da combustão do material vegetal. Esses gases tóxicos causam problemas a saúde da população local e provoca o aumento do efeito estufa, que causa maior aquecimento da atmosfera, que por sua vez, contribui em mudanças climáticas em escala global (PIROMAL et al., 2008; BOWMAN et al., 2009).

Para a população próxima aos incêndios florestais os efeitos são principalmente na saúde humana, pois as fuligens e gases tóxicos gerados pela combustão da vegetação causam doenças respiratórias, alergias de pele e entre outros. Nos anos de 1997 e 1998 foram relatados em países asiáticos, como Tailândia, Singapura e Filipinas problemas de saúde humana relacionado a fumaça de incêndios (KOPROSKI, 2009). No Brasil, problemas de saúde relacionados a incêndios têm principalmente registros nas regiões centro-oeste e norte (CASTRO; GONÇALVES; HACON, 2009; NASCIMENTO; MEDEIROS, 2012; SOUZA SILVA et al., 2016). Cabe destacar, que

embora haja diversos incêndios florestais, a queima da cana-de-açúcar é uma das principais causas dos problemas de saúde pública brasileira (RIBEIRO, 2008).

2.3.3 Incêndios florestais e queimadas em UCs

Os frequentes incêndios florestais em UCs são reflexo da pressão antrópica nessas áreas. Os incêndios nas UCs ocorrem principalmente pela expansão da fronteira agrícola e queimadas não controladas de cultivos e pastagens em áreas vizinhas as mesmas (incendiários). Também, a ocorrência de incêndios dependem das características locais (p.e. cultura da população tradicional em queimar o material vegetal). Além disso, existem incêndios intencionais, as quais são difíceis de serem comprovadas suas razões (VÉLEZ, 2000; MESQUITA et al., 2011).

Os incêndios florestais em UCs podem comprometer o equilíbrio dos ecossistemas e da biodiversidade, além de colocar em situação de perigo os seus visitantes (OLIVEIRA; BATISTA; MILANO; 2000; JENSEN; McPHERSON, 2008). A vegetação queimada infringe os objetivos de manejo das UCs que visam a proteção da natureza. Assim, em biomas que o fogo não participa na manutenção da biodiversidade, como na Mata Atlântica, o mais adequado é a supressão imediata dos incêndios florestais. Para tal, é fundamental uma boa gestão e monitoramento das atividades de fogo nas UCs.

A gestão das UCs é necessária, pois auxilia na manutenção da sua integridade biológica, além de criar estratégias para mitigação e combate aos incêndios florestais. Cabe destacar, que as áreas de proteção ambiental sempre precisarão de interferência humana para assegurar a continuidade dos processos naturais, uma vez que, nenhuma unidade é extensa ou isolada suficientemente para funcionar sozinha (MEFFE; CARROL, 1994). A gestão das áreas protegidas no Brasil, em geral, não possuem infraestrutura física e humana elevada, o que dificulta a prevenção e combate dos incêndios florestais (SOUZA LIMA; RIBEIRO; GONÇALVES, 2005; SAMPAIO, 2006). Essa situação se explica pela ausência de vontade política, falta de recursos financeiros e humanos, além de falta de instrumentos adequados para a gestão (ARAÚJO; PINTO-COELHO, 2004).

Como passo inicial para o monitoramento das atividades de incêndios florestais no Brasil, em 1989 foi criado o Sistema Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (PREVFOGO), coordenado pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais

(IBAMA). O PREVFOGO tem como objetivos monitorar, combater e controlar incêndios florestais, além de investigar os efeitos das queimadas ao meio ambiente e sociedade. O PREVFOGO no ano de 2001, pelo decreto nº 3833 do Governo Federal passou para a categoria de Centro Especializado, chamado de Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (ainda chamado de PREVFOGO). O PREVFOGO ampliou seu objetivos, com o desenvolvimento de treinamentos visando a educação ambiental e combate aos incêndios florestais pelos brigadistas.

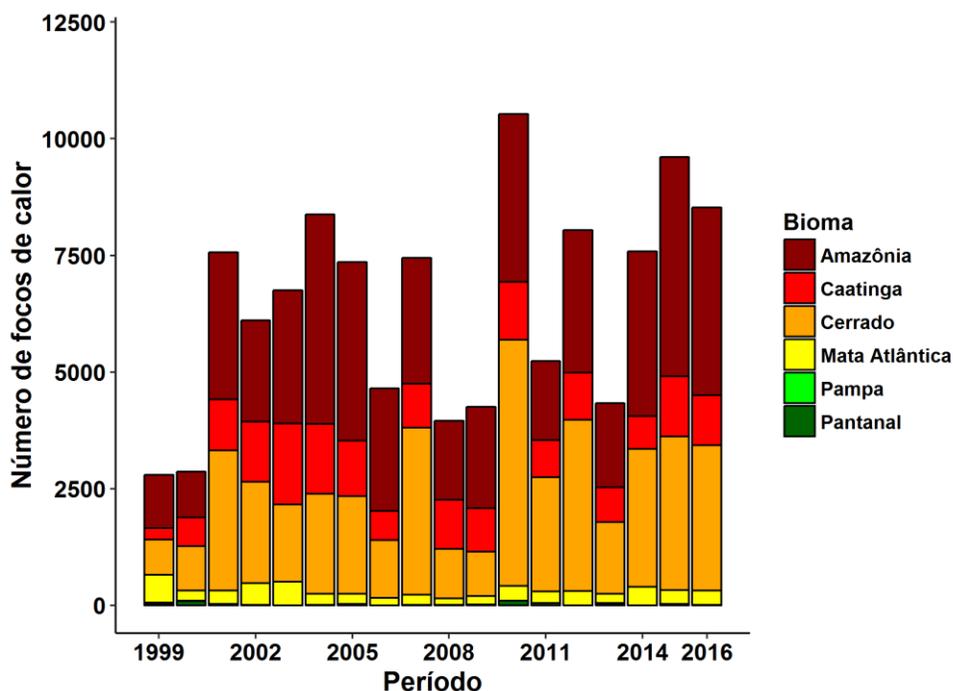
O PREVFOGO utiliza dados de focos de calor fornecidos pelo Sistema de Monitoramento, Prevenção e Controle de Incêndios Florestais na Amazônia (PROARCO) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) para monitorar e gerar boletins sobre os incêndios florestais. Cabe ressaltar, que o PROARCO, disponibiliza dados de focos de calor para todo o Brasil, assim como, para a América do Sul.

Adicionalmente, pelo PROARCO se obtém dados e informações sobre incêndios florestais e queimadas. Por exemplo, as opções de visualizar e adquirir dados de foco de calor estão disponíveis desde 1998 até o presente (2018), e verificar relatórios de incêndios florestais para os estados brasileiros. Também, receber por *e-mail* um alerta de incêndio florestal de qualquer UC brasileira. Além disso, está disponível o mapeamento de áreas queimadas para a região central brasileira na resolução espacial de 30 m para o ano de 2015 e para todo o Brasil com resolução espacial de 1 km desde 2005 a 2016.

O foco de calor é um bom indicativo pontual das ocorrências de incêndios. Com base em dados de focos de calor dos sensores *MODIS Terra* e *Aqua*, nota-se uma suave tendência de aumento do número focos de calor entre 1999 e 2016 nas UCs federais dos biomas brasileiros (Figura 2.6). No ano de 1999 o número de focos de calor era de 2.800, sendo no ano de 2016 de 9.000, isso correspondeu a um aumento de 321% em 17 anos.

A Figura 2.6 tem o objetivo de mostrar um aumento de atividade de fogo nas UCs, e não fazer comparações entre elas, uma vez que, as UCs possuem diferentes extensões e anos de criações. Salienta-se, que as UCs dos biomas da Amazônia e Cerrado apresentaram as maiores quantidades de focos de calor, devido ter as maiores áreas ambientalmente protegidas em relação aos outros biomas. No entanto, isso é coerente, uma vez que nesses biomas foram encontrados as maiores concentrações de focos de calor no Brasil (SANTOS et al., 2014). Nas UCs dos biomas de Pampa e Pantanal há poucos registros de focos de calor (média de 50 focos por ano).

Figura 2.6 - Número de focos de calor nas UCs federais dos biomas brasileiros entre 1999 e 2016



Fonte: PROARCO (2017).

Para as UCs do bioma de Mata Atlântica a quantidade de focos de calor é semelhante entre 1999 e 2016, com média anual de 300 focos de calor. Desta forma, além do bioma a Mata Atlântica ser o mais degradado em relação aos outros biomas (DEAN, 1996), ainda ocorrem atividades de fogo nas UCs, que promovem alteração da sua biodiversidade.

Os incêndios florestais e queimadas em áreas de proteção ambiental têm sido motivos de estudos em diversos países, como Austrália (BRADSTOCK; KENNY, 2003), Estados Unidos da América (PAUSAS et al., 2004) e na Europa (VÉLEZ, 2000). No Brasil, estudos verificaram os incêndios florestais e queimadas de algumas UCs, como no Parque Nacional do Itatiaia (RJ - MG), Parque Nacional da Serra do Cipó (MG), Parque Nacional da Chapada Diamantina (MG) e Parque Nacional da Serra da Canastra (MG) (AXIMOFF; RODRIGUES, 2011; GONÇALVES et al., 2011; MESQUITA et al., 2011; RIBEIRO; FIGUERRA, 2011). Nos trabalhos mencionados não foram verificadas correlações diretas e positivas entre o número de incêndios florestais e áreas queimadas. Esse fato contribui com a abordagem desse trabalho, a qual analisa separadamente incêndios florestais e queimadas para entender suas variabilidades temporais e espaciais.

2.4 Sensoriamento remoto direcionado a incêndios e queimadas

De modo amplo, sensoriamento remoto corresponde pela obtenção de dados da superfície terrestre com base na interação da radiação eletromagnética e o objeto (p.e. vegetação). O dado de sensoriamento remoto é comumente armazenado em formato matricial (imagem), que por meio de um conjunto de técnicas se extraem informações. As aplicações dos dados de sensoriamento remoto são diversas, por exemplo, para identificar, monitorar, mapear, descrever características espaço-temporais dos elementos naturais, (p.e. água e vegetação), áreas transformadas pelo homem (p.e. áreas urbanas e cultivos) e de riscos naturais ou induzidos (p.e. incêndios florestais) (HUETE, 2004).

A extração de informações dos dados de sensoriamento remoto demanda de dois processos fundamentais, a interpretação visual da imagem e o Processamento Digital de Imagem. A análise visual confere pela interpretação dos objetos presentes na imagem. Para isso, são usados elementos de interpretação visual, como cor, tamanho, textura e forma (JENSEN, 2009). O Processamento Digital de Imagem consiste na manipulação da imagem, a fim de destacar determinado objeto (p.e. aplicação de operações aritméticas para realçar áreas queimadas). Para tal, são utilizadas técnicas manuais, semi-automáticas e/ou automáticas (p.e. classificação orientada a objeto).

A imagem de satélite é a principal fornecedora de dados de sensoriamento remoto sobre a superfície terrestre e seu uso depende do objetivo do estudo. As imagens de satélites possuem diferentes resoluções espacial, temporal, radiométrica e espectral, assim como, ângulos de visada e iluminação, as quais influenciam no detalhe de detecção do objeto. Em relação a detecção de incêndios florestais e queimadas, diferentes dados de sensoriamento remoto são utilizados devido as suas características.

2.4.1 Dados de sensoriamento remoto para detecção de incêndios e queimadas

Na identificação de incêndios florestais são utilizados focos de calor que são detectados por sensores com resolução temporal alta (p.e. diária) para monitorar em quase tempo real a ocorrência de fogo, e na faixa espectral na região do infravermelho termal (3 a 13 μm), que demonstra a temperatura da superfície terrestre. Devido a resolução temporal ser alta (diária), a

resolução espacial é baixa (>1 km). A resolução radiométrica pode ser variável, em geral de 10 *bits* ou superior. Os satélites mais comuns que possuem essas características e que são adequados para detectar focos de calor são do programa *NOAA* (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), sensor *AVHRR* (*Advanced Very High Resolution Radiometer*), e programa *EOS* (*Earth Observing System*), sensor *MODIS* (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*).

Embora as resoluções temporal (cerca de um dia) e espectral (infravermelho termal) dos sensores *AVHRR* e *MODIS* sejam adequadas para detectar focos de calor, as suas resoluções espaciais (cerca de 1 km), não provêm detalhes para a detecção das áreas queimadas. Para tal, são utilizados sensores com resolução espacial moderada (30 m), como os *TM*, *ETM+* e *OLI* da família de satélite *Landsat*. Desta forma, foi realizado uma descrição das principais características dos satélites e sensores que geram dados de sensoriamento remoto para a detecção de incêndios florestais (sensores *AVHRR* e *MODIS*) e queimadas (sensores *TM*, *ETM+* e *OLI*), respectivamente.

2.4.1.1 Programas *NOAA* e *EOS*

O programa *NOAA* visa a obtenção de imagens da superfície terrestre em escala continental. Esse programa tem o satélite denominado *NOAA* que é administrado pela *NESDIS* (*National Environmental Satellite, Data and Information Service*) e *NASA* (*National Aeronautics and Space Administration*). O satélite *NOAA* tem órbita polar que corresponde ao imageamento no entorno da terra no sentido dos polos, e tem órbita heliossíncrona, que consiste no imageamento quando há iluminação da superfície terrestre pela radiação solar. Este satélite está situado a 833 km de altitude e tem inclinação de 98,7° (JENSEN, 2009). O satélite *NOAA* possui o sensor *AVHRR*, com cinco faixas espectrais, sendo na região do vermelho, e infravermelhos, próximo, médio e termal. O primeiro satélite *NOAA* (*NOAA-1*) foi lançado em 1970, a qual atualmente possui uma família. No Brasil estão operacionais os satélites *NOAA-12*, *NOAA-16* e *NOAA-17*. As resoluções do satélite *NOAA* se encontram no Quadro 2.1.

O satélite *NOAA* foi muito utilizado para a detecção de incêndios no mundo, porém, apresenta limitações em relação aos novos satélites que surgiram com o decorrer do tempo, como do programa *EOS*, sensor *MODIS*. Por exemplo, devido a sua resolução espacial de 1,1 km possibilita omissão da detecção de focos, e apresenta confusão na detecção de focos de calor com áreas de solo exposto (JENSEN, 2009). Piromal et al. (2008) destacaram que os dados

disponibilizados pelos sensor *MODIS* (produto *MOD14*), detectam melhor os focos de calor do que o sensor *AVRRR*, devido ter faixas espectrais mais ajustadas para estimar a temperatura da superfície terrestre, e apresentam menor confusão com outros objetos da superfície terrestre (p.e. solo exposto).

Quadro 2.1 - Características do satélite NOAA, sensor AVHRR. Obs.: IV: Infravermelho

Bandas	Resoluções				Aplicações principais (detecção, mapeamento e monitoramento)
	Espectral (μm)	Espacial (m)	Temporal (dias)	Radiométrica (bits)	
1 - Vermelho	0,58 - 0,68	1.100	1	10	Nuvens, gelo e neve
2 - IV. próximo	0,72 - 1,10				Cobertura vegetal
3 - IV. médio	3,55 - 3,93				Nuvens e fogo
4 - IV. termal	10,30 - 11,30				Temperatura do mar e umidade do solo
5 - IV. termal	11,30 - 12,50				Temperatura do mar e terrestre

Fonte: NOAA, (2017).

O programa *EOS* é administrado pela *NASA* e possui o objetivo principal de entender como a dinâmica atmosférica global interage com os continentes terrestre e aquático. Este programa lançou ao espaço as plataformas *Terra* e *Aqua* que contêm diferentes sensores, sendo de interesse para detecção de focos de calor, o *MODIS*. Estas plataformas possuem 36 bandas espectrais com diferentes resoluções espaciais (Quadro 2.2).

Quadro 2.2 - Características das plataformas Terra e Aqua, sensor MODIS

Bandas	Resoluções				Bandas	Resoluções			
	Espectral (μm)	Espacial (m)	Temporal (dias)	Radiométrica (bits)		Espectral (μm)	Espacial (m)	Temporal (dias)	Radiométrica (bits)
1	0,62 - 0,67	250	1 a 2	12	19	0,91 - 0,96	1000	1 a 2	12
2	0,84 - 0,87				20	3,66 - 3,84			
3	0,45 - 0,48				21	3,92 - 3,98			
4	0,54 - 0,56	500			22	3,92 - 3,98			
5	1,23 - 1,25				23	4,02 - 4,08			
6	1,63 - 1,65				24	4,43 - 4,49			
7	2,10 - 2,15				25	4,48 - 4,50			
8	0,40 - 0,42				26	1,36 - 1,39			
9	0,43 - 0,48	1000			27	6,53 - 6,89			
10	0,48 - 0,49				28	7,17 - 7,47			
11	0,52 - 0,53				29	8,40 - 8,70			
12	0,54 - 0,55				30	9,58 - 9,88			
13	0,66 - 0,67				31	10,78 - 11,28			
14	0,67 - 0,68				32	11,77 - 12,27			
15	0,74 - 0,75				33	13,18 - 13,48			
16	0,86 - 0,87				34	13,48 - 13,78			
17	0,89 - 0,92				35	13,78 - 14,80			
18	0,93 - 0,94				36	14,08 - 14,38			

Fonte: NASA, (2017).

O sensor *MODIS* da plataforma *Terra* foi lançado em 1999 e o sensor *MODIS* da plataforma *Aqua* em 2002, sendo que ambos estão operacionais. As plataformas *Terra* e *Aqua* possuem órbita polar e heliossíncrona, com altitude orbital de 705 km e inclinação da plataforma de 98,2°.

2.4.1.2 Programa *Landsat*

O programa *Landsat* (*Land Remote Sensing Satellite*) é administrado pela *NASA* e tem objetivo de construir satélites (denominado de *Landsat*) para o monitoramento dos recursos naturais terrestres. Existe uma família de satélite *Landsat*, sendo o primeiro lançado em 1972 (*Landsat 1*), a qual o tempo de operação foi de quase seis anos. O satélite *Landsat 2* foi lançado em 1975, com tempo de operação de quase nove anos, enquanto o satélite *Landsat 3* lançado em 1978 e tempo de operação de seis anos. O satélite *Landsat 4* foi lançado em 1982 e foi operacional por quase 19 anos, o satélite *Landsat 5* foi lançado em 1984 com um tempo operacional de quase 30 anos. O satélite *Landsat 6* apresentou problemas no lançamento no ano de 1993 e não gerou imagens. O satélite *Landsat 7* foi lançado em 1999 e está operacional até os dias atuais (2017), porém com problema no movimento do sensor, chamado linha de correção de falha (*Scan Line Corrector*). O satélite *Landsat 8* foi lançado em 2013 e se encontra operacional. Salienta-se, que há esforços para a continuidade do programa *Landsat*, a partir do desenvolvimento dos satélites *Landsat 9* e *Landsat 10* (LOVELAND; DWYER, 2012).

Nota-se que há uma extensa série temporal (1972 a 2018) na geração de imagens pelos satélites *Landsat*, que possibilita o acompanhamento das mudanças do uso e cobertura da terra no decorrer do tempo, e assim, gerar comparações. Dentre os sensores utilizados pelos satélites *Landsat*, os que possibilitam comparações confiáveis são *TM*, *ETM+* e *OLI*, dos satélites *Landsat 5*, *7* e *8*, respectivamente, devido apresentar mesmas resoluções espaciais e semelhantes resoluções espectrais.

Os satélites *Landsat 5*, *7* e *8* possuem órbita polar e heliossíncrona. Estes satélites estão situados na altitude de 705 km e com inclinação de 98,2° (LOVELAND; DWYER, 2012). Os sensores *TM*, *ETM+* e *OLI* possuem resolução temporal de 16 dias e resolução espacial de 30 m para as faixas espectrais do visível e infravermelho próximo e médio. Os sensores *TM* e *ETM+* têm resolução radiométrica de 8 *bits*, e o sensor *OLI* de 16 *bits*. As descrições detalhadas das resoluções

espectrais e espaciais desses sensores se encontram no Quadro 2.3. Cabe destacar, que o satélite *Landsat 8* possui dois sensores, o *OLI* e o *TIRS*, sendo o segundo utilizado na região espectral do infravermelho termal e não foi descrito.

Quadro 2.3 - Características dos satélites *Landsat 5, 7 e 8*, sensores *TM, ETM+ e OLI*, respectivamente

Bandas	Resolução espectral (μm)			Resolução espacial (m)		
	TM	ETM+	OLI	TM	ETM+	OLI
1	0,45 - 0,52	0,45 - 0,52	0,43 - 0,45	30	30	30
2	0,52 - 0,60	0,52 - 0,60	0,45 - 0,51	30	30	30
3	0,63 - 0,69	0,63 - 0,69	0,53 - 0,59	30	30	30
4	0,76 - 0,90	0,77 - 0,90	0,64 - 0,67	30	30	30
5	1,55 - 1,75	1,55 - 1,75	0,85 - 0,88	30	30	30
6	10,4 - 12,5	10,4 - 12,5	1,57 - 1,65	120	60	30
7	2,08 - 2,35	2,09 - 2,35	2,11 - 2,29	30	30	15
8	-	0,52 - 0,90	0,50 - 0,68	-	15	30
9	-	-	1,36 - 1,38	-	-	-

Fonte: NASA, (2017).

Nos dias atuais (2018) existem sensores com maiores resoluções espaciais (p.e. satélite *Sentinel 2B*, sensor *MSI*), para monitoramento da superfície terrestre, porém, quando precisa-se trabalhar com imagens de décadas passadas com resolução espacial moderada, é indispensável os dados *Landsat*, devido sua série temporal extensa (1984 a 2017), a partir dos sensores *TM, ETM+* e *OLI* (WULDER et al., 2008; BANSKOTA et al., 2014).

2.4.2 Caracterização espectral de incêndios e queimadas

A região espectral do infravermelho termal (3 a 13 μm) é a que possui maior sensibilidade em detectar a temperatura na superfície terrestre. Os sensores *AVHRR* e *MODIS Terra* e *Aqua* possuem regiões espectrais do infravermelho termal para registrar a temperatura da superfície terrestre, que posteriormente, são utilizados algoritmos para atribuir os números digitais dos *pixels* como focos de calor.

Os sensores *AVHRR* e *MODIS* são utilizados pelo INPE para a detecção de focos de calor. Além disso, o INPE fornece dados de focos de calor provenientes de satélites

meteorológicos, como do GOES e MSG-3, porém, possuem baixa precisão na detecção dos incêndios florestais, devido suas resoluções espaciais de 4 km. Destaca-se, que a detecção de focos de calor não necessariamente corresponde a um incêndio florestal, a qual pode ser confundido com outro uso ou cobertura da terra que possui superfície aquecida, como solo exposto.

A caracterização de área queimada ocorre por meio da cicatriz gerada pelo consumo da vegetação pelo fogo. As regiões espectrais do visível (0,4 a 0,7 μm), infravermelho próximo (0,7 a 1,3 μm) e infravermelho médio (1,4 a 3,0 μm) são adequadas para detectar as cicatrizes de queimadas, porém possuem potenciais diferentes.

As respostas espectrais das cicatrizes de queimadas na região do visível são baixas e muito semelhantes, a partir de imagens do satélite *Landsat 5*, sensor *TM*. Pereira e Setzer (1993a) com o uso de imagens *Landsat 5/TM*, no norte do estado do Mato Grosso, constataram que as regiões espectrais do azul e verde (0,45-0,52 μm e 0,52-0,60 μm , bandas 1 e 2, respectivamente), apresentaram valores de reflectância das queimadas semelhantes aos outros objetos da cena. Isto sugere, que as regiões espectrais do azul e verde são pouco eficientes para detectar cicatrizes de queimadas.

Na região espectral do infravermelho próximo (0,7 a 1,3 μm) há um maior realce das cicatrizes de queimadas em relação a região do visível (0,4 a 0,7 μm). No geral, quanto maior for a resposta espectral da vegetação antes da queima e quanto mais intensa for a queima, maior o realce das cicatrizes de queimadas na imagem (LOMBARDI, 2005). Com base em imagens *Landsat 5/TM*, as queimadas possuem valores baixos de reflectância, sendo menor que outros objetos (área urbana e florestas), exceto de superfície de água. Pereira e Setzer (1993a) com base em imagens *Landsat 5/TM*, evidenciaram que a região espectral do infravermelho próximo (banda 4) foi adequada para detectar as cicatrizes de queimadas, que realçou as queimadas em relação aos outros objetos, até mesmo de pequenas superfícies de água.

Salienta-se que a vegetação possui reflectância elevada na região do infravermelho próximo, devido a grande reflexão de energia pela estrutura celular das folhas, as quais compõem o dossel (JENSEN, 2009). Em áreas queimadas os valores de reflectância da região do infravermelho próximo são pequenas, devido a elevada absorção da energia eletromagnética pelos resíduos e fuligem gerado pelo material combustível consumido pelo fogo (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007).

Na região espectral do infravermelho médio (1,3 a 3,0 μm) as cicatrizes de queimadas possuem valores espectrais suavemente maiores que no infravermelho próximo. Com uso de imagem *Landsat 5/TM*, Perreira e Setzer (1993a) constataram que a região do infravermelho médio (1,55-1,75 μm e 2,08-2,35 μm , bandas 5 e 7, respectivamente) foram adequadas para discriminar as recentes cicatrizes de queimadas em relação aos outros objetos.

Destaca-se que para detecção das cicatrizes de queimadas além de conhecer as características espectrais das queimadas, é importante reconhecer o tipo de vegetação afetada e o tempo decorrido após a queima (LOMBARDI, 2005). O tipo de vegetação queimada influencia na amplitude da resposta espectral antes e depois da queimada. O tempo decorrido da última queimada tem o propósito de indicar o tempo de regeneração da vegetação, a qual pode mascarar a cicatriz de queimada.

2.4.2.1 Bandas e índices espectrais

Para detectar focos de calor são utilizadas bandas na região espectral do infravermelho termal. Pereira e Setzer (1993b) avaliaram algumas bandas do sensor *AVHRR* para detecção de focos de calor, e evidenciaram que a banda 3 (3,55-3,93 μm) foi a que demonstrou maior detecção da presença de fogo em relação as bandas 1 e 2 (0,58-0,68 μm e 0,72-1,10 μm , respectivamente). O INPE utiliza como base os autores Pereira e Setzer (1993b), sendo com uso da banda 3 classifica os focos de calor pelos números digitais entre 0 e 450 (temperatura aproximada de 47⁰ C). Além disso, o INPE desenvolveu algoritmo próprio para detectar focos de calor com base no sensor *MODIS*. Esse algoritmo utiliza a banda 20 (3,66-3,84 μm) do sensor *MODIS* e classifica como focos de calor os números digitais superiores a 3.000 (temperatura superior a 47⁰ C) (SETZER, 2004).

Quintero, Azofeifa e Santo (2013) evidenciaram que os focos de calor disponibilizados pelos sensores *AVHRR* e *MODIS* foram eficientes para identificar os incêndios em florestas tropicais de umidade alta, que indicaram os locais de mudança rápida do uso e cobertura da terra. Pereira et al. (2014) utilizaram os focos de calor do sensor *MODIS* para investigar os incêndios florestais no estado de Minas Gerais entre 1999 e 2009, e encontraram correlações com as atividades de uso e cobertura da terra (queima para limpeza do terreno).

Índices espectrais para detectar queimadas podem ser as próprias bandas espectrais (p.e. bandas 4), porém existem índices de vegetação que são mais robustos, minimizam ruídos da imagem e maximizam o realce das áreas queimadas em relação a outros objetos. Índices de vegetação são gerados por meio de operações aritméticas com imagens de diferentes regiões espectrais (p.e. vermelho e infravermelho próximo).

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI), desenvolvido por Rouse et al. (1973), utilizado para monitorar o estado da vegetação e pode ser usado para detectar queimadas. O NDVI utiliza as regiões espectrais do vermelho e infravermelho próximo (bandas 3 e 4 do satélite *Landsat 5/TM*), conforme descrito pela Equação 2.1.

$$\text{NDVI} = (\rho_{IV} - \rho_V) / (\rho_{IV} + \rho_V) \quad (2.1)$$

Em que: ρ_{IV} e ρ_V = reflectâncias de superfície das regiões espectrais do infravermelho próximo e vermelho, respectivamente.

O produto resultante do NDVI é uma imagem com valores entre -1 e 1, sendo mais próximo do 1, maior a quantidade de biomassa da vegetação e valores negativos representam superfície de água. Na imagem em NDVI as cicatrizes de queimadas apresentam valores positivos e próximos de zero (0).

O Índice de Queimada Normalizado (*Normalized Burn Ratio*, NBR) foi desenvolvido por Key e Benson (2006) especificamente para detectar cicatrizes de queimadas. O NBR utiliza as regiões espectrais dos infravermelhos próximo e médio (bandas 4 e 7 do satélite *Landsat 5/TM*), descrito pela Equação 2.2. Semelhante ao produto NDVI, o produto NBR situa-se no intervalo entre -1 e 1, sendo que valores mais próximo a 1, indica as cicatrizes de queimadas, e valores próximo a zero, áreas com vegetação.

$$\text{NBR} = (\rho_{IV} - \rho_{IM}) / (\rho_{IV} + \rho_{IM}) \quad (2.2)$$

Em que: ρ_{IV} e ρ_{IM} = reflectâncias de superfície das regiões espectrais do infravermelho próximo e médio, respectivamente.

Uma técnica de PDI para detectar queimadas é o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME), que pode ser aplicada para estimar a proporção de queimada presente no *pixel*. Assume-se que um *pixel* da imagem é constituído pela junção de várias respostas espectrais dos objetos

presentes. Dessa forma, Shimabukuro, Novo e Ponzoni (1998) definiram que um objeto ou evento (queimada) em uma imagem e em qualquer região espectral, pode ser descrito como uma combinação linear das respostas espectrais dos objetos que se misturam no *pixel*. Por exemplo, considera-se que um *pixel* é constituído pelas misturas de objetos como vegetação, água e queimada, assim, o MLME estima a proporção de cada objeto presente no *pixel* por meio da seguinte Equação 2.3.

$$MLME_i = a.v_i + b.ag_i + c.q_i + e_i \quad (2.3)$$

Em que: MLME_i: Produto do MLME gerado para banda i;
 a, b e c: proporção de vegetação, solo e água, respectivamente;
 v_i: resposta espectral da vegetação na banda i;
 ag_i: resposta espectral do água na banda i;
 q_i: resposta espectral da queimada na banda i;
 e_i: erro da banda i;
 i: bandas espectrais (bandas 1 a 5 e 7 do sensor TM).

Para aplicação do MLME amostra-se *pixels* representativos de cada objeto que deseja conhecer a sua proporção no *pixel*, chamado de *endmember*. Para coletar o *endmember* utiliza-se respostas espectrais dos objetos, armazenadas em bibliotecas espectrais ou coleta-se na própria imagem. Na coleta do *endmember* na própria imagem é escolhido um *pixel* que possua apenas um objeto, chamado de *pixel* puro. Dessa forma, para conhecer a proporção de três objetos na imagem é necessário a coleta de três *endmembers* (vegetação, água e queimada).

Os produtos gerados pelo MLME são Imagens Frações (IFs) que correspondem a IF vegetação, IF água e IF queimada, que demonstram as proporções de vegetação, água e queimada para cada *pixel*, respectivamente. Cada IF variam os valores de 0 a 1, sendo mais próximo de 1, maior a proporção do objeto e vice-versa.

As bandas espectrais e índices de vegetação mencionados não foram testados em planície de inundação, como do PNIG. Verificado eficiência de um ou mais índices, tem-se o potencial para ser utilizado em outras áreas com presença de inundação, por exemplo, nas planícies de inundação do Pantanal e da Amazônia.

2.5 Probabilidade de frequentes queimadas

A probabilidade de ocorrências de frequentes queimadas consiste na possibilidade de uma área queimar de modo frequente em um período de tempo. A modelagem da probabilidade das frequentes queimadas é realizada a partir dos fatores ambientais e antrópicos que influenciam nas ocorrências de queimadas. Assim, na modelagem são utilizados as interações e posicionamentos dos fatores ambientais e antrópicos que ocorreram no passado ou situam-se no presente. Salienta-se que os fatores ambientais e antrópicos podem mudar no decorrer do espaço e tempo, por isso, é importante atualizá-los em um determinado intervalo de tempo (p.e. a cada 10 anos) para que a estimativa das ocorrências de frequentes queimadas esteja próxima da realidade.

É importante destacar que a modelagem da probabilidade de frequentes queimadas é um produto robusto para mostrar as áreas com maior necessidade de manejo de fogo. Além disso, a probabilidade de frequentes queimadas aponta as áreas mais afetadas pelas ocorrências de queimadas, e assim, as áreas com maiores possibilidades de degradação dos recursos naturais e diminuição da biodiversidade. Dessa forma, não foi modelado o risco de incêndio florestal (probabilidade de ocorrência e propagação do fogo), embora seja um produto muito gerado por diferentes autores (CIPRIANI, et al., 2010; ALVES; NÓBREGA, 2011; BACANI, 2016). Portanto, considera-se que o conhecimento sobre a probabilidade de frequentes queimadas tem maior contribuição no manejo ambiental de uma UC, do que o risco de ignição do fogo.

2.5.1 Fatores ambientais e antrópicos associados as queimadas

Os fatores ambientais e antrópicos que influenciam nas ocorrências de frequentes queimadas são variados e dependem da área de estudo. Seleciona-se criteriosamente os fatores ambientais (p.e. relevo) e antrópicos (vias de acesso) para que tenham influências e variabilidades expressivas nas ocorrências de frequentes queimadas.

Os principais fatores ambientais que influenciam nas frequentes queimadas são exposição à radiação solar, topografia, tipos de vegetação e condições climáticas. A exposição à radiação solar corresponde na quantidade de energia proveniente pelo sol para reduzir a umidade do material combustível (PEZZOPANE; OLIVEIRA NETO; VILELA, 2001). Este fator influencia na manutenção do fogo e repetição das queimadas. A face do terreno com maior exposição à radiação solar depende da sua topografia e localização geográfica. O fator radiação solar é

geralmente utilizado na modelagem em áreas de estudo com classes do relevo suave ondulado ou superiores, pois em relevo plano (p.e. planície de inundação) não apresenta variação expressiva.

A topografia do terreno promove maior ou menor dificuldade para queimar uma área, sendo nos aclives o maior avanço do fogo, devido nesta direção há maior pré-aquecimento do material combustível (PEZZOPANE; OLIVEIRA NETO; VILELA, 2001). Desta forma, quanto maior a declividade, maior a possibilidade de frequentes queimadas. Esse fator ambiental é geralmente utilizado na modelagem de frequentes queimadas em áreas de estudos maiores que 100 km² ou que possua variação topográfica expressiva.

A vegetação tem influência elevada na probabilidade de frequentes queimadas por ser o material combustível do fogo e apresentar diferentes características de inflamabilidade. Em florestas densas a interceptação da radiação solar pelo dossel promove uma temperatura mais amena e com maior umidade no interior da floresta, o que causa maior dificuldade de ocorrência do fogo (BROWN; DAVIS, 1973). Em florestas abertas, há maior penetração da radiação solar, que aumenta a sua temperatura e diminui a umidade, que causa maior favorecimento as ocorrências de queimadas (PYNE, 1984). Florestas nativas ou secundárias possuem diferentes influências nas ocorrências de queimadas, determinadas a partir da suas densidades, sendo que na menor densidade, há maior a propensão as queimadas (FERRAZ; VETORAZZI, 1998). Nas vegetações arbustiva espaçada e herbácea o recebimento direto de radiação solar, provoca temperaturas maiores e diminuição da umidade, o que causa maior facilidade para ocorrência de frequentes queimadas (SOARES, 1985). Na vegetação rasteira (herbácea) a presença elevada de troncos finos e folhas secas, assim como, de material orgânico em decomposição, raízes e turfas aumenta a propensão de frequentes queimadas. Esse fator ambiental é comumente utilizado na modelagem das frequentes queimadas.

As condições climáticas possuem relevância nas ocorrências de frequentes queimadas, sendo as variáveis mais utilizadas, a temperatura e precipitação. A temperatura elevada promove maiores condições para manutenção do fogo, e por sua vez, amplia as áreas queimadas (NUNES, 2005). A precipitação influencia principalmente na umidade da vegetação, a qual condiciona menor ou maior probabilidade de ocorrência de queimada. Vários dias ou meses sem a ocorrência de precipitação, proporciona menor umidade da vegetação, e por sua vez, maior favorecimento às frequentes queimadas (PYNE, 1984). A precipitação no dia ou de poucos dias anteriores ocasiona maior umidade na vegetação, e portanto, menor possibilidade de ocorrência de queimadas. Os

fatores de temperatura e precipitação são utilizados principalmente na escala continental para estimar a probabilidade de ocorrências de fogo em curto período (horário ou diário), como realizado pelo INPE, mas também, pode ser usado em escala regional, com base em índices de precipitação, caso apresente variação expressiva na área de estudo.

Adicionalmente, a frequência de inundação estabelecida pela variação do nível de água do rio, aqui chamado de hidroperíodo, possui influência nas ocorrências de frequentes queimadas em áreas úmidas. O hidroperíodo corresponde a área inundada na planície de inundação a partir da variação do nível de água do rio. Assim, áreas com maior hidroperíodo (com maior frequência de inundação) possuem menor favorecimento a ocorrência de frequentes queimadas e vice-versa. Este fator ambiental é utilizado principalmente em áreas úmidas extensas com periódicas inundações.

Os fatores antrópicos que influenciam nas frequentes queimadas são materializados por meio da densidade de pessoas e estruturas físicas construídas, como vias de acesso e situação fundiária. Para os autores Oliveira et al. (2004) maior é a probabilidade de ocorrências de frequentes queimadas, quanto maior for a densidade populacional. No entanto, o estabelecimento da relação entre quantidade de pessoas e frequentes queimadas deve ser analisada para cada área de estudo. Por exemplo, área de estudo com baixa densidade populacional (UCs) não necessariamente se aplica a relação mencionada, uma vez que, os residentes locais podem ter o intuito de proteção ambiental e consciência dos danos do fogo ao meio ambiente e a própria população.

As vias de acesso correspondem a caminhos que permitem o tráfego de pessoas, as quais podem ser vias terrestre (rodovias e ferrovias) ou aquático (fluvial ou marinho). Próximo as vias de acesso são consideradas como áreas preferências de fonte de ignição do fogo por ação antrópica, devido a sua facilidade de acesso (CHUVIECO; CONGALTON, 1989). No entanto, as relações das vias de acesso com as frequentes queimadas devem ser verificadas para cada área de estudo.

Para UCs a posse de terra é um outro fator antrópico que aponta influência nas frequentes queimadas. A UC que não possui 100% de regularização fundiária, tem probabilidade de ocorrência de frequentes queimadas, tanto na posse pública, quanto na privada. Isto pode ocorrer devido a UC ser alvo da insatisfação dos proprietários de terras não ressarcidos, e também, por incendiários, como já verificado na Europa (VÉLEZ et al., 2000). Cabe lembrar, que todas as UCs de Proteção Integral devem ser de posse pública, sendo que as posses de terra privadas devem ser adquiridas pelo Governo Federal.

Destaca-se que as influências dos fatores ambientais e antrópicos podem apresentar efeitos positivos (p.e. na presença de vegetação com alta inflamabilidade tende a ocorrer frequentes queimadas) e negativos (na presença de áreas inundadas frequentemente tende a não ocorrer frequentes queimadas). A influência desses fatores sobre as frequentes queimadas pode ser verificada por meio de método empírico, como pela regressão logística. Assim, a regressão logística auxilia na determinação das influências dos fatores ambientais e antrópicos em relação as ocorrências das frequentes queimadas. Além disso, a partir dos fatores de influência, a regressão logística modela a probabilidade de ocorrências de frequentes queimadas. Detalhes da regressão logística foram esclarecidos na subseção a seguir.

2.5.1.1 Regressão logística

A regressão logística permite modelar a probabilidade de uma variável resposta categórica binária (p.e. presença (1) ou ausência (0)) com base em variáveis independentes contínuas e discretas. Na estimativa dos coeficientes do modelo, utiliza-se o método de máxima verossimilhança (maximiza a probabilidade de obter o valor observado). A regressão logística estima a probabilidade da variável resposta ser 0 ou 1, por meio de uma curva em formato de “S” (GOTELLI; ELLISON, 2004). A regressão logística foi expressa pela Equação 2.4:

$$Y = \frac{e^{(\alpha + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n)}}{1 + e^{(\alpha + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n)}} \quad (2.4)$$

Onde: Y = probabilidade da variável resposta (entre 0 e 1);

e = exponencial

α = Intercepto

β_1 = Coeficiente da variável independente 1 (p.e. uso e ocupação do solo)

X_1 = Variável independente 1 (p.e. uso e ocupação do solo)

O valor do coeficiente expresso pela regressão logística mostra o efeito positivo (valor maior que zero) ou negativo (valor menor que zero). Dessa forma, coeficientes positivos aumentam a probabilidade de ocorrência da variável resposta binária e vice-versa. O valor do coeficiente

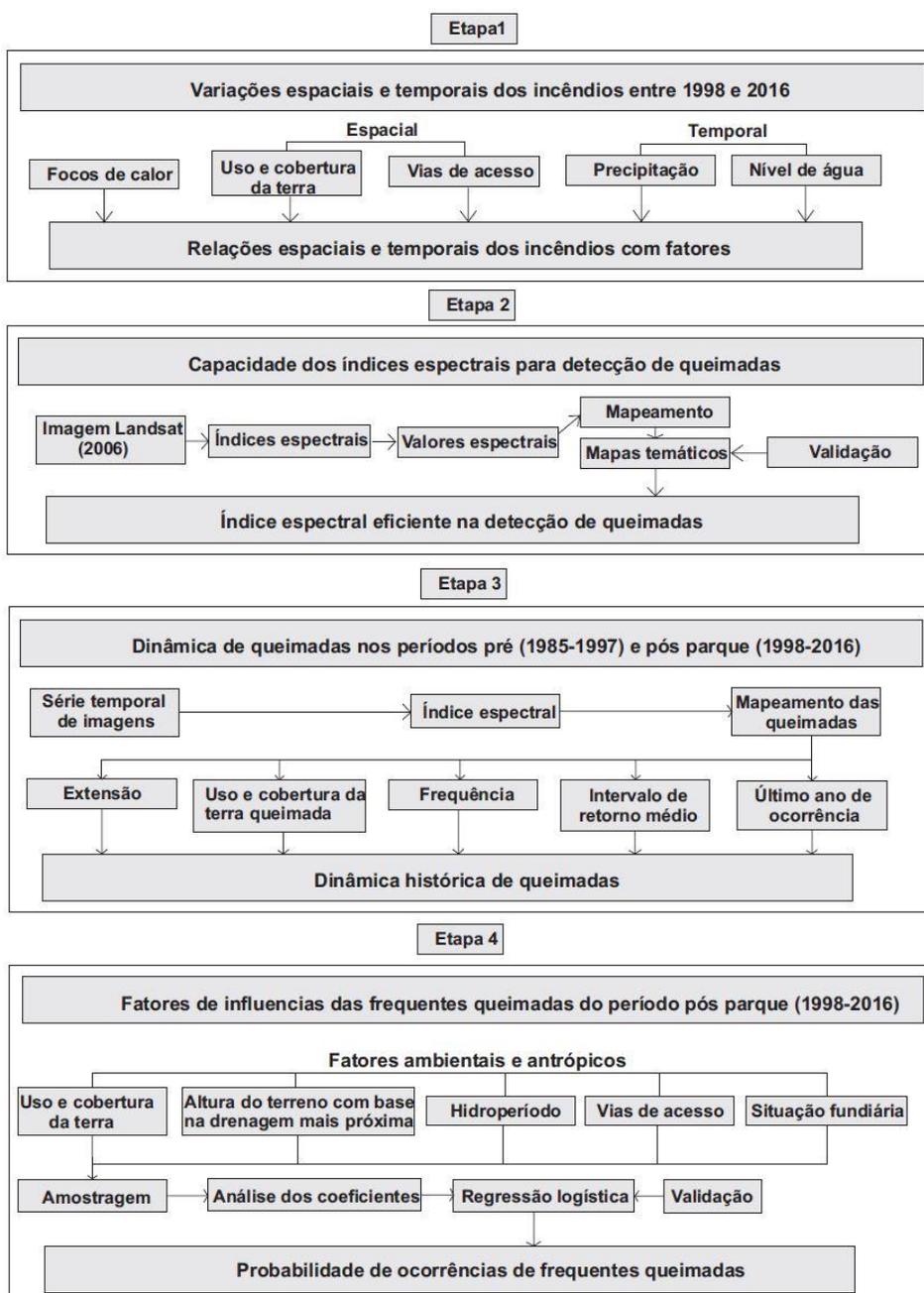
determinado pela regressão logística que apresentar valor p superior a 0,05, mostra não possuir relação significativa com a variável resposta e, portanto, deve ser descartado da análise. A determinação da significância dos coeficientes da regressão logística é realizada pelo teste *Wald* com nível de significância em 95%, que verifica se cada coeficiente estimado é significativamente diferente de zero (se tem valor explicativo).

Desse modo, com base nos coeficientes das variáveis independentes (p.e. fatores ambientais e antrópicos) gerados pela regressão logística é possível verificar as influências sobre a variável resposta (p.e. presença ou ausência de frequentes queimadas). Portanto, com base na equação da regressão logística, é possível modelar a probabilidade de ocorrência do evento. Para avaliação do modelo gerado utiliza-se o *pseudo R² de Nagelkerke*, que é semelhante ao R^2 da regressão linear. Assim, os valores de *R² de Nagelkerke* variam de 0 a 1, sendo mais próximo de 1 maior capacidade de explicação da variável resposta pelas variáveis independentes.

3 MATERIAIS E MÉTODO

Para alcançar aos objetivos dessa pesquisa foram integrados dados e produtos de sensoriamento remoto, dados hidrológicos, dados de campo e dados cartográficos. Abaixo segue o fluxograma dos materiais e método (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Fluxograma dos materiais e método executado nessa pesquisa



Fonte: Elaborado pelo autor.

3.1 Materiais

Os materiais incluem dados de sensoriamento remoto, como imagens ópticas (*Landsat* e *MODIS*) e Modelo Digital de Elevação (MDE), derivado de imagem de radar de abertura sintética (SAR) da missão *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM) e produtos como focos de calor e precipitação estimada. Além disso, uso de dados hidrológicos, cartográficos e de campo.

3.1.1 Dados e produtos obtidos por Sensoriamento Remoto

Para a verificação das relações espaciais e temporais dos incêndios florestais foi adquirido o produto de focos de calor com base nos sensores *AVHRR* e *MODIS*. Tal produto é disponibilizado pelo Programa de Queimadas do INPE no portal <<https://prodwww-queimadas.dgi.inpe.br/bdqueimadas/>>. Foram utilizados apenas focos de calor para os anos de 1998 a 2016 (período pós parque), pois para o período pré parque não há dados disponíveis para comparações.

Na caracterização da dinâmica de queimadas foi utilizada uma série temporal de 298 imagens dos satélites *Landsat* das órbitas/ponto (224/076 e 224/077), a fim de contemplar a área do parque. Assim, foram utilizadas 232 imagens do *Landsat 5/TM*, 28 do *Landsat 7/ETM+*, e 38 do *Landsat 8/OLI*. As imagens *Landsat* foram disponibilizadas pelo banco de dados *Climate Data Record* (CDR) no portal <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. As imagens *Landsat* foram obtidas com o segundo nível de processamento da CDR, e assim, as imagens possuem correções dos efeitos geométrico e atmosférico (WULDER et al., 2008).

Foram selecionadas para cada ano da série temporal de quatro a seis imagens com um intervalo entre as imagens de quatro a dois meses no ano, respectivamente. O uso de quatro a seis imagens *Landsat* por ano ocorreu em razão da disponibilidade de imagens livres de coberturas de nuvens na área de estudo. No entanto, o intervalo de tempo utilizado entre as imagens para cada ano foi adequado, pois em média a regeneração da vegetação herbácea após queimada demora de dois a quatro meses para cobrir a cicatriz de queimada, e assim, permite ser detectadas as queimadas ocorridas (MONTANHER; FRAGAL, 2013). Para a série temporal de imagens *Landsat* (1985 a 2016), 12 anos possuem quatro imagens, 13 anos possuem cinco imagens e seis anos possuem seis imagens disponíveis.

Na caracterização da dinâmica de queimadas no ano de 2012 utilizou-se seis imagens *MODIS MOD09*, devido não estar ativo nenhum satélite da família *Landsat*. A imagem *MOD09* possui resoluções temporal de 1 dia e espacial de 250 m, as quais são as principais características que afetam no mapeamento de queimadas. No entanto, a imagem *MOD09* mostrou bons resultados no mapeamento das cicatrizes de queimadas do parque entre 2007 e 2009, com sobrestimativa média de 10% em relação ao mapeado pelas imagens *Landsat* (FRAGAL; GASPARETTO, 2017). As imagens *MOD09* para área de estudo encontram-se no *tile h13v11*, e foram disponibilizadas na página <<http://reverb.echo.nasa.gov/reverb/>>.

Foi utilizado um produto de precipitação estimada por dados de sensoriamento remoto, chamado *Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information Using Artificial Neural Networks* (PERSIANN) para verificar sua relação com a variabilidade de focos de calor. O produto PERSIANN foi desenvolvido pela Universidade da Califórnia (USA) com parceria com a NASA, a partir da combinação de imagens das regiões espectrais do infravermelho e do visível dos satélites *Geostationary Operation Environmental System* (GOES) e *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM) (SOROOSHIAN et al., 2014). Esse produto é quase global (60°S a 60°N) com resolução espacial de 0,25° de latitude e longitude, disponibilizado no portal <<https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/persiann-cdr-precipitation-estimation-remotely-sensed-information-using-artificial>>.

O produto PERSIANN foi obtido no período de 1985 a 2016, embora esteja disponível desde 1983 ao presente. Esse produto foi escolhido devido possuir elevada resolução espacial comparado a outros produtos de estimativa de precipitação (MERRA-2, ~ 0,5°). Além disso, o dado de precipitação registrado *in situ*, disponibilizado pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) não é extenso o suficiente para o objetivo desse trabalho (período de 1985 a 2016), além de conter lacunas nos registros.

3.1.2 Dados hidrológicos

Foram obtidos dados dos níveis de água do rio Paraná nas estações fluviométricas de Porto São Jose (PSJ, código 61575003) e Guaíra (código 64843000) (Figura 2.2), disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA), portal <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>>. Os níveis de água de PSJ foram obtidos devido apresentar as maiores oscilações de água no ciclo

anual, permitindo verificar a dinâmica de inundações e a ocorrência de focos de calor. Os níveis de água em Guaíra foram utilizados por situar-se mais próximo da área de estudo. Também, os níveis de água do rio Paraná auxiliaram nas escolhas das imagens *Landsat* em diferentes hidroperíodos.

3.1.3 Dados sobre os fatores ambientais e antrópicos

Nessa pesquisa os fatores ambientais e antrópicos considerados com maiores influências nas frequentes ocorrências de queimadas foram: o uso e cobertura da terra, hidroperíodo, altura do terreno em relação a drenagem mais próxima, vias de acesso e situação fundiária.

3.1.3.1 Uso e cobertura da terra

Foi obtida uma imagem *Landsat 5/TM* de 10/01/1985 para mapear o uso e cobertura da terra, a fim de conhecer as classes afetadas pelo fogo no período pré parque. Também, foi adquirida uma imagem *Landsat 5/TM* de 14/01/1998 para mapear o uso e cobertura da terra e verificar suas influências nas ocorrências de frequentes queimadas no período pós parque. Essas imagens pertencem a série temporal de 149 imagens utilizadas para caracterizar a dinâmica de queimadas. Não foram utilizadas outras datas para o mapeamento do uso e cobertura da terra, porque não há expressiva variação do uso e cobertura da terra no intervalo de tempo do período pré parque, assim como, do período pós parque.

3.1.3.2 Hidroperíodo

Foi adquirida uma série temporal de 14 imagens *Landsat 5, 7 e 8*, sensores *TM, ETM+* e *OLI* no período pós parque, a fim de mapear a dinâmica de inundação (hidroperíodo) e suas influências nas frequentes queimadas. Essa série temporal de imagens *Landsat* foi disponibilizada com correções geométrica e atmosférica na página <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. As 14 imagens *Landsat* foram associadas a níveis de água do rio Paraná de 1,59 a 7,03 m da estação fluviométrica de PSJ.

3.1.3.3 Altura do terreno em relação a drenagem mais próxima

A altura do terreno em relação a drenagem mais próxima (*Vertical Distance to Network Drainage*, VDND), consiste na altura do relevo com base no corpo de água mais próximo. Para gerar esse produto cartográfico foi adquirido o Modelo Digital de Elevação (MDE) da superfície terrestre da missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). O MDE-SRTM foi elaborado no ano de 2000 pela NASA e *Geospatial-Intelligence Agency* (NGA), possui resolução espacial de 30 m e está disponibilizado no portal <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. A precisão altimétrica do MDR-SRTM tem erro absoluto de 6,2 m para a América do Sul (RODRIGUEZ et al., 2006). Dessa forma, é confiável em ser utilizado na escala de 1:100.000, sendo compatível com o padrão de exatidão cartográfico (PEC), classe A (MICELI et al., 2011). Esse dado foi utilizado para mapear o VDND da área de estudo, e assim, verificar sua influência nas frequentes queimadas.

3.1.3.4 Vias de acesso

Foi utilizada a imagem *Landsat 5/TM* de 14/01/1998 (pós parque) empregada no mapeamento do uso e cobertura da terra para mapear as vias de acesso terrestre e aquática na área de estudo. Como auxílio foram utilizadas imagens de alta resolução espacial do *Google Earth* e série temporal de imagens oferecida pelo sistema *Google Earth Engine* (lapso temporal anual de imagens *Landsat* entre 1998 e 2016, <https://earthengine.google.org/>).

3.1.3.5 Situação fundiária

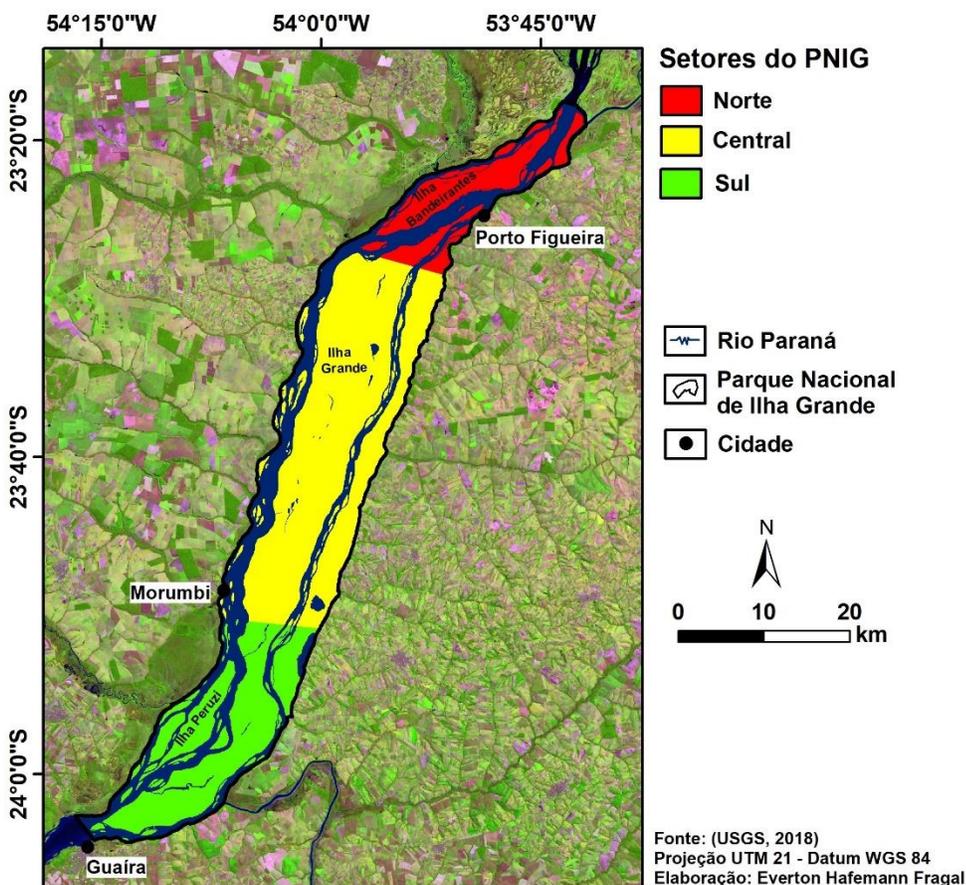
O mapa da situação fundiária foi disponibilizado por Silva, (2012). Esse dado foi vetorizado a fim de verificar sua influência nas ocorrências de frequentes queimadas. As classes da situação fundiária foram privada e pública. Além disso, foi adicionado a classe “sem informação” nas áreas sem informação da posse de terra.

3.2 Método

Os métodos empregados nessa pesquisa foram combinados em quatro etapas (Figura 3.1), sendo: relações espaciais e temporais dos incêndios florestais, determinação da capacidade de

bandas e índices espectrais para detecção de queimadas, análise da dinâmica de queimadas dos períodos pré e pós parque e dos fatores que influenciam as ocorrências de frequentes queimadas no período pós parque. Cabe destacar, para análise dos resultados gerados o PNIG foi compartimentado em três setores (Norte, Central e Sul), a fim de realizar comparações, Figura 3.2.

Figura 3.2 - Compartimentação do parque em três setores



Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2.1 Relações espaciais e temporais dos incêndios

Essa etapa foi baseada na análise das relações dos incêndios florestais (focos de calor) com os fatores de uso e ocupação da terra e vias de acesso (distribuição espacial) e com a precipitação e níveis de água do rio Paraná ao longo de 1998 e 2016 (variação temporal). Assim, para analisar as relações espaciais dos incêndios florestais, o produto de calor foi sobreposto aos mapas de uso e ocupação da terra e vias de acesso. Tal análise foi adotada para verificar a

contribuição do material combustível e facilidade de acesso ao parque, que foram considerados os principais fatores que afetam na ignição e propagação do fogo.

O uso e cobertura da terra foi mapeado com base na classificação orientada a objeto (*Object-based Image Analysis*, OBIA), a partir das bandas do visível, infravermelho próximo e médio do *Landsat 5/TM* do ano de 1998 (1:100.000). Na segmentação espacial da imagem foram utilizados os seguintes parâmetros: 1) escala: 100; 2) forma: 0,1; 3) compacidade: 0,5. A escala determina a heterogeneidade máxima do objeto (segmentação) da imagem, sendo que o valor da escala varia o tamanho do objeto. A forma corresponde a união dos parâmetros compacidade e suavidade. Por fim, a compacidade confere pela divisão da área do objeto e o raio da circunferência que o abrange (BAATZ, M.; SCHÄPE, 2000). Tais valores dos parâmetros foram escolhidos após diversos testes, que foram adequados para essa pesquisa. Para a rotulação das classes foram amostrados 500 *pixels* para cada classe e utilizado o minerador de dados C4.5 para a separação das classes por meio de uma Árvore de Decisão (AR). Em seguida, foi implementada a AR no *software TerraView* e classificado o uso e cobertura da terra do parque.

As classes de uso e cobertura da terra definidas foram: 1) área antropizada; 2) cobertura arbórea (FESA); 3) cobertura herbácea (FPIFL). Cabe lembrar que a classe área antrópica corresponde pela influência direta de atividades humanas, como presença de residências ou desenvolvimento de atividades de pastagens ou cultivos. As classes FESA e FPIFL consistem nos tipos de vegetação presentes no parque, sendo Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (cobertura arbórea) e Formação Pioneira com Influência Flúvio Lacustre (cobertura herbácea), respectivamente.

As vias de acesso terrestre e aquática foram mapeadas com base em imagem *Landsat* e dos aplicativos *Google Earth* e *Google Earth Engine*, a partir daquelas existentes a partir de 1998 (1.100.000). A via aquática corresponde ao rio Paraná devido a facilidade de navegação, afluentes do rio Paraná não foram incluídos devido não se situarem nos limites do parque ou não possuíam fácil acesso em relação ao rio Paraná. A via terrestre corresponde a rodovias federais, estaduais e municipais que adentram ou fazem limites com o parque, além de estradas pavimentadas. Para espacializar as distâncias em relação as vias de acesso foram calculadas a distância linear perpendicular do eixo das vias de acesso, com base no *software ArcGIS 10.2*.

Para verificar as relações temporais dos incêndios florestais com a precipitação e níveis de água, o produto de focos de calor foi organizado mensalmente entre o período de 1998 a 2016

(pós parque). De mesma forma, o produto de precipitação estimada *PERSSIAN* e os dados de níveis de água do rio Paraná (estações PSJ e Guaíra) foram organizados para os meses do ano, durante 1998 a 2016.

Na análise das relações dos focos de calor com a precipitação e nível de água foram utilizadas duas abordagens. A primeira com base na análise de regressão linear entre os focos de calor acumulados mensais e a precipitação média mensal e níveis de águas médios mensais do rio Paraná nas estações fluviométricas de PSJ e Guaíra. A segunda pela análise de gráficos de coluna do acúmulo de focos de calor mensal e precipitação média mensal e níveis de água médios mensais. Tais abordagens foram empregadas para verificar relações entre os focos de calor e precipitação e níveis de água, e assim, estabelecer o período crítico de ocorrência de incêndios.

3.2.2 Detecção de queimadas por bandas e índices espectrais

Essa etapa consistiu na análise do desempenho de bandas e índices espectrais para detectar queimadas no PNIG. Foi utilizada uma imagem *Landsat 5/TM* de 12 de maio de 2006 (1:100.000). Na análise do desempenho das bandas espectrais para detectar queimadas, as bandas 1, 2 e 3 (visível) fornecem informações semelhantes sobre as cicatrizes de queimadas. Assim, para evitar a análise de informações muito semelhantes, as quais podem induzir a tendências ou erros foi escolhida apenas a banda 3 para análise, devido possuir menor sensibilidade aos efeitos atmosféricos (*haze*) (JENSEN, 2009). De mesma forma, as bandas 5 e 7 (infravermelho médio) apresentam informações espectrais semelhantes das cicatrizes de queimadas, porém foi escolhida para análise a banda 7 por mostrar maior contraste visual em relação a vegetação não queimada. Foi escolhida para análise do desempenho na detecção de queimada a banda 4 devido ser a única na região do infravermelho próximo. A banda 6 não foi escolhida devido ter diferente resolução espacial (120 m) que as outras bandas 1 a 5 e 7. As bandas espectrais 3 (vermelho), 4 (infravermelho próximo) e 7 (infravermelho médio) foram investigadas para conhecer se apenas faixas espectrais são eficientes para detectar áreas queimadas em relação a outros objetos da imagem.

Índices espectrais, como índices de vegetação correspondem a combinações aritméticas das bandas espectrais. Os índices de vegetação NDVI e NBR foram escolhidos para análise do

desempenho na detecção de queimadas, pois suas informações têm como principal finalidade registrar o estado da vegetação (p.e. vegetação sadia ou consumida pelo fogo).

A técnica de MLME foi escolhida para analisar o seu desempenho em detectar a proporção de queimada nos *pixels* da imagem *Landsat*. Dessa forma, considerou-se que a mistura de objetos no *pixel* foram pelos objetos vegetação, água e queimada. Os produtos gerados pelo MLME foram Imagens Frações (IFs), sendo IF vegetação, IF água e IF queimada, sendo este último produto utilizado para detectar queimadas.

Interpretou-se visualmente a imagem *Landsat* com composição colorida R(7) G(4) B(3) para se ter uma referência visual da cicatriz de queimada no parque. Para tal, foram utilizados os elementos de interpretação visual cor, tamanho e forma (JENSEN, 2009). Também, foi realizada interpretação visual das bandas espectrais 3, 4 e 7, índices de vegetação NDVI e NBR, e MLME (IF queimada) para visualizar as áreas queimadas.

Analisou-se a variação dos valores espectrais das áreas queimadas, vegetação não queimada e superfície de água com uma amostragem de 500 *pixels* para cada classe, a fim de verificar o realce numérico desses objetos promovido pelos índices espectrais. A classe de superfície de água foi incluída nesse procedimento, pois análises prévias indicaram que em determinados índices espectrais os valores foram semelhantes à de áreas queimadas.

Foi realizado o mapeamento das áreas queimadas para analisar espacialmente a capacidade de detecção de cicatrizes de queimadas pelos índices espectrais. O mapeamento foi executado por meio do fatiamento linear dos valores espectrais, devido ser uma técnica simples, rápida e que expressa a capacidade dos índices espectrais em discriminar as cicatrizes de queimadas em relação a outros objetos. Também, classificou-se manualmente por interpretação visual as áreas queimadas do parque com base na imagem *Landsat* em composição colorida R(7) G(4) B(3). Esta classificação foi considerada como referência de áreas queimadas para a validação do desempenho dos índices espectrais.

A validação estatística do desempenho dos índices espectrais para mapear queimadas foi por meio do índice Kappa, erro de quantidade (*Quantity Disagreement*, QD) e erro de alocação (*Allocation Disagreement*, AD) (CONGALTON, 1991; PONTIUS; MILLONES, 2011). O índice Kappa corresponde ao acerto do mapeamento das queimadas pelos índices espectrais em relação ao mapeamento de queimadas de referência, caso fosse de modo aleatório. O erro de quantidade (QD) confere na diferença de quantidade das áreas queimadas que foram mapeadas pelos índices

espectrais em relação às áreas queimadas de referência. O erro de alocação (AD) consiste na diferença de posicionamento das áreas queimadas que foram mapeadas pelos índices espectrais em relação às áreas queimadas de referência. Na validação foram amostrados aleatoriamente 200 pontos, sendo 100 para área queimada e 100 para área não queimada.

3.2.3 Dinâmica de queimadas

Essa etapa consistiu na investigação da dinâmica de queimadas dos períodos pré (1985-1997) e pós parque (1998-2016), a fim de analisar as variabilidades espaciais e temporais das atividades de queimadas no parque. Para tal, foram mapeadas as áreas queimadas para cada ano da série temporal (1985 a 2006) a partir das 298 imagens *Landsat*. O mapeamento foi manual com base no índice espectral mais eficiente para detectar queimadas. Para cada ano da série temporal com mapeamento das cicatrizes de queimadas foi gerada uma máscara binária, sendo um (1) presença de queimada e zero (0) não queimada. Para verificar as ocorrências de cicatrizes de queimadas no mesmo espaço duas vezes ao ano (ocorrência bi-anual) foi analisada a intersecção das áreas queimadas para cada ano da série temporal.

A partir das máscaras binárias foram geradas informações e produtos sobre extensão das áreas queimadas, uso e cobertura da terra queimada, frequência, intervalo de retorno médio e último ano da ocorrência de queimada para os períodos pré (1985-1997) e pós parque (1998-2016), com o intuito de analisar a dinâmica de queimadas. A extensão de áreas queimadas foi calculada para cada ano da série temporal e associada com a área total do parque. Também, a extensão das áreas queimadas foi classificada em cinco classes e relacionada ao número de polígonos correspondentes a cada classe. As classes foram determinadas segundo a classificação do Serviço Florestal Canadense (*Canadian Forest Service*) (RAMSEY; HIGGINS, 1981), sendo: classe I (< 0,1 ha); classe II (0,1 a 4,0 ha); classe III (4,1 a 40,0 ha); classe IV (40,1 a 200,0 ha); classe V (> 200,0 ha).

O uso e cobertura da terra queimada foi gerado a partir da sobreposição das áreas queimadas anualmente sobre o uso e cobertura da terra dos anos iniciais dos períodos pré parque (1985) e pós parque (1998). Tais anos foram escolhidos por representar a situação inicial do uso e cobertura da terra antes e depois da criação do PNIG. Foi mapeado o uso e cobertura da terra utilizando a classificação orientada a objeto, como já mencionado, a partir das imagens *Landsat*

5/TM, de mesmo modo que na seção 3.2.1. As classes definidas foram: 1) área antropizada; 2) cobertura arbórea (FESA); 3) cobertura herbácea (FPIFL).

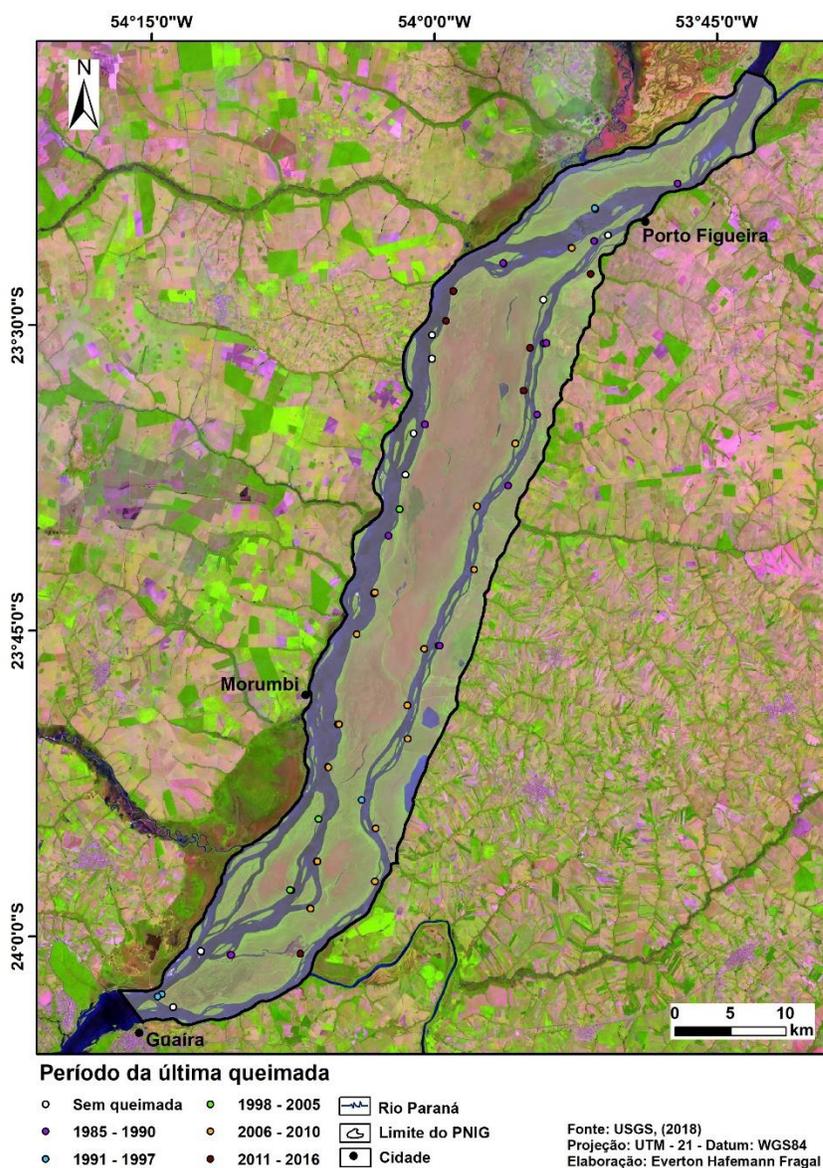
A frequência de queimadas foi produzida a partir da somatória das máscaras binárias das cicatrizes de queimadas para os períodos pré parque (1985-1997, 12 anos) e pós parque (1998-2016, 19 anos). Foi gerado o produto de frequência de queimadas que resultou na quantidade de vezes que cada *pixel* apresentou queimada em cada período. O intervalo de retorno médio de queimadas foi calculado pela média aritmética das máscaras binárias somadas nos períodos pré e pós parque. O produto de intervalo de retorno médio correspondeu ao intervalo médio de ocorrências de queimadas em cada período.

O último ano de ocorrência de queimadas foi construído por meio de operações aritméticas com base nas máscaras binárias de queimadas na série temporal dessa pesquisa. Para a máscara binária de cada ano, no *pixel* com valor 1 (presença de queimada) foi atribuído o ano de ocorrência da queimada. Com a atribuição do ano de ocorrência das queimadas, as máscaras foram comparadas em pares até completar o último ano da série temporal (2016). Por exemplo, comparando as máscaras binárias atribuídas nos *pixels* os valores 1985 e 1986 (anos 1985 e 1986, respectivamente), se o *pixel* apresentar queimada nos dois anos, o valor do *pixel* resultante será 1986 (último ano de queimada das máscaras comparadas), se o *pixel* mostrar queimada apenas no ano de 1985, o valor final será 1985. A imagem resultante da comparação das queimadas ocorridas entre 1985 e 1986 foi comparada com a máscara binária do seguinte ano (1987) aplicando o mesmo processo lógico e de modo sucessivo até o fim do período analisado.

A partir do produto do último ano da ocorrência de queimadas foi realizado uma campanha de campo para reconhecer os diferentes últimos anos das ocorrências de queimadas, com base na caracterização da fitofisionomia da cobertura arbórea (FESA) e cobertura herbácea (FPIFL). A campanha de campo ocorreu entre 15 e 19 de maio de 2017, que consistiu no registro por fotografias georreferenciadas da vegetação. Além disso, por meio de observação visual e posterior auxílio de referências bibliográficas voltados a fitofisionomia da vegetação, foi realizada a descrição da estrutura e composição da vegetação. Na FESA foi descrito a altura total média, diâmetro na altura do peito (DAP) médio, distância horizontal de indivíduos média e espécies predominantes. Na FPIFL foi descrito altura total média, concentração de indivíduos média e famílias predominantes.

No campo foram observados 61 pontos, sendo 31 na vegetação herbácea e 30 na vegetação arbórea. Esses pontos foram agrupados em seis grupos: 1) vegetação sem queimada entre 1985 e 2016 (10 pontos); 2) vegetação queimada entre 1985 e 1990 (15 pontos); 3) vegetação queimada entre 1991 e 1997 (5 pontos); 4) vegetação queimada entre 1998 e 2005 (9 pontos); 5) vegetação queimada entre 2006 e 2010 (14 pontos); 6) vegetação queimada entre 2011 e 2016 (7 pontos), (Figura 3.3). Os pontos observados foram aqueles que apresentaram maiores acessibilidades terrestre e aquática.

Figura 3.3 - Localização dos pontos visitados na campanha de campo



Fonte: Elaborado pelo autor.

Com os dados de campo da fitofisionomia da vegetação de diferentes anos da última ocorrência de queimada, destaca-se para a FESA que a vegetação arbórea com maior altura total média, maior DAP médio e poucos indivíduos indicam estágios finais da sucessão ecológica. Portanto, correspondem por áreas com ocorrências de queimadas antigas (nas décadas de 1980 e 1990). A vegetação arbórea, com menor altura total média, menor DAP médio e muitos indivíduos correspondem a estágios iniciais de sucessão ecológica, assim, consistem em áreas com ocorrências de queimadas recentes (2010). A vegetação arbórea sem queimada entre 1985 e 2016 foi observada para se ter um parâmetro da fitofisionomia da vegetação sem queimada, embora possa ter sido alterada por outras atividades antrópicas (desbaste) e natural (inundação).

Em relação a fitofisionomia da FPIFL em diferentes anos da última ocorrência de queimada, a vegetação herbácea com maior altura total média, elevada concentração de indivíduos na situação sadia (biomassa verde e úmida) e envolvidos pela situação senescente (biomassa marrom e seca) sugerem ser áreas de ocorrências de queimadas antigas. A vegetação herbácea com menor altura total média, elevada concentração de indivíduos na situação sadia indicam áreas de queimadas recentes. A vegetação herbácea sem queimada entre 1985 e 2016 foi observada para se ter um parâmetro da fitofisionomia da vegetação sem queimada, embora não se conheça as alterações antrópicas e naturais ocorridas anteriormente a 1985.

Salienta-se, que a campanha de campo obteve apoio do ICMBIO, representado pela gestão do PNIG em Guaira-PR e CORIPA. Obteve-se licença para estudo no parque pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), número de registro 5573611. Para percorrer o parque foram utilizados pilotos e barco da Secretaria do Meio Ambiente de Alto Paraíso, base Porto Figueira. Além disso, durante a campanha de campo foi utilizado um dormitório do Centro de Estudos e Monitoramento de Pesquisas Ambientais (CEMPA), no município de Icaraíma, base de Porto Camargo.

3.2.4 Fatores de influências das frequentes ocorrências de queimadas

Essa etapa conferiu pela verificação dos principais fatores que influenciam nas ocorrências de frequentes queimadas no parque (período pós parque: 1998 a 2016). A partir dos fatores que possuem associações com as frequentes queimadas foi modelada e analisada a probabilidade de ocorrências das frequentes queimadas. Cabe destacar, que essa etapa

metodológica foi aplicada apenas para o período pós parque, devido ser a situação mais recente das ocorrências de queimadas (o cenário da dinâmica de queimadas do período pré parque não existe mais), e assim, o produto cartográfico gerado pode contribuir para o manejo ambiental do parque.

Foram testadas as influências dos fatores ambientais (hidroperíodo e da altura do terreno em relação a drenagem mais próxima, VDND) e fatores antrópicos (uso e cobertura da terra, vias de acesso e situação fundiária). Para realização desse teste foi necessário o mapeamento dos fatores ambientais e antrópicos.

O uso e cobertura da terra foi mapeado para o ano inicial (1998) do período pós parque, a fim de conhecer o material combustível das queimadas (1:100.000). Destaca-se que o uso e cobertura da terra de 1998 foi utilizado na análise do uso e cobertura da terra queimado (seção 3.2.3), mas cabe ser lembrado nessa seção. O mapeamento do uso e cobertura da terra em 1998 foi por meio da classificação orientada a objeto, a partir de uma imagem *Landsat 5/TM*. As classes definidas foram: 1) área antropizada; 2) cobertura arbórea (FESA); 3) cobertura herbácea (FPIFL).

O hidroperíodo foi mapeado com 14 imagens *Landsat 5, 7 e 8, sensores TM, ETM+ e OLI*, respectivamente, no período pós parque, (1:100.000). Cada imagem associada a diferente nível de água do rio Paraná (cerca de 1,5 a 7 m da estação fluviométrica de PSJ) foi classificada a superfície de água por meio do fatiamento linear da região espectral do infravermelho médio e com edição manual para minimizar erros de omissão e comissão. Em seguida, para cada imagem classificada da superfície de água foi gerada uma máscara binária com as classes superfície de água (1) e não água (0). As máscaras binárias foram somadas e a imagem resultante, foi calculada a média, que varia entre 0 e 1 (ZANI; ROSSETI, 2012). Com a imagem de média foi classificada categoricamente o hidroperíodo, sendo não inundado (0), baixo (0,1 a 0,3), médio (0,4 a 0,6), alto (0,7 a 0,8) e permanente inundado (0,9 a 1). Destaca-se que a classe permanente inundado inclui o rio Paraná.

A altura do terreno em relação a drenagem mais próxima (VDND) foi mapeada para o ano de 2001 com base no MDE-SRTM, (1:100.000). A VDND consiste na altura do terreno em relação aos corpos de água mais próximos (rios e lagos), que são considerados os locais mais baixos do terreno. Assim, foram mapeadas as águas superficiais do parque com base em classificação manual de uma imagem *Landsat 7/ETM+* de 2001, a fim de gerar uma máscara binária da superfície da água (1) e não superfície de água (0). Essa máscara serviu como referência da

drenagem do parque, que foi sobreposta sobre o MDE-SRTM, e resultou no produto cartográfico VDND com base na ferramenta “*Vertical distance to channel network*” do *software SAGA-QGIS*.

As vias de acesso terrestre e aquática foram mapeadas com base em imagem *Landsat* e dos aplicativos *Google Earth* e *Google Earth Engine*, a partir daquelas existentes no período pós parque (1:100.000). O método de mapeamento foi o mesmo aplicado na seção 3.2.1, mas vale ser lembrado. Foram mapeadas as vias aquática (rio Paraná) e terrestre (rodovias federal, estadual, municipal e estradas) que adentram ou fazem limites com o parque. Para espacializar as distâncias em relação as vias de acesso foram calculadas a distância linear perpendicular do eixo das vias de acesso, com base no *software ArcGIS 10.2*. A situação fundiária foi mapeada para o ano de 2006 por meio de vetorização de um mapa disponibilizado por Silva (2012), (1:100.000). As classes da situação fundiária definidas foram: 1) sem informação; 2) privada; 3) pública.

Os fatores uso e cobertura da terra, hidroperíodo e situação fundiária apresentaram-se em formatos categóricos. Para verificar suas influências nas frequentes ocorrências de queimadas, esses fatores foram convertidos para formatos numéricos. No fator uso e cobertura da terra, a cobertura arbórea FESA recebeu valor 1 (um), a classe antrópico 2 (dois) e cobertura herbácea FPIFL 3 (três). A atribuição desses valores foi em relação as áreas com menores a maiores ocorrências de queimadas no parque, respectivamente. Por exemplo, cobertura arbórea (menor) e vegetação herbácea (maior ocorrência de queimada). O fator hidroperíodo foi inicialmente categorizado para facilitar seu entendimento, porém aqui, voltou a ser numérico entre 0 (não inundado) e 1 (permanentemente inundado). No fator situação fundiária a classe sem informação recebeu valor 0 (zero), privada 1 (um) e pública (2). De mesma forma, a atribuição dos valores dessas classes foi em relação as áreas de menores a maiores ocorrências das queimadas. Os fatores VDND e vias de acesso situam-se em formato numérico, e então, não foram necessárias conversões de seus formatos. Além disso, os fatores uso e cobertura da terra e situação fundiária situam-se em formato vetorial e foram convertidos para formato matricial (*raster*), enquanto os outros fatores encontram-se em formato matricial.

Para estabelecer as áreas com frequentes queimadas foi utilizado o produto cartográfico da frequência de queimadas do período pós parque, produzido na seção 3.2.3. Este mapa foi binarizado, sendo o valor 1 (um) para frequências de queimadas maiores que 3 vezes e 0 (zero) para menores que 3 vezes, entre os anos de 1998 a 2016. Desse modo, foi considerado que as ocorrências de queimadas em até três vezes não consistem em frequentes queimadas no período

pós parque, e por sua vez, possui mínimo impacto na manutenção da sua biodiversidade. Por outro lado, foi considerado que as ocorrências de queimadas acima de três vezes conferem por frequentes queimadas no período pós parque, e assim, geram maior instabilidade na preservação da sua diversidade ecológica.

Para verificar a influência dos fatores ambientais e antrópicos nas ocorrências de frequentes queimadas foi utilizado a regressão logística. Dessa forma, as frequentes queimadas com característica binária, sendo 1 (frequentes queimadas) e 0 (não frequentes queimadas), consiste na variável resposta. Já os fatores ambientais e antrópicos foram usados como variáveis independentes. A regressão logística foi escolhida devido ser um dos melhores métodos de análise para descrever uma variável resposta binária e em relação a variáveis independentes.

Com base no mapa binário de frequentes queimadas foram amostrados aleatoriamente 500 pontos para áreas com frequentes queimadas (1) e 500 pontos para áreas sem frequentes queimadas (0) com uma distância mínima de 100 m para que não haja correlação espacial. Nesses mesmos pontos foram extraídos os valores dos fatores de uso e cobertura da terra, hidroperíodo, VDND, vias de acesso e situação fundiária. A partir desses pontos amostrados foi realizada a análise de regressão logística, pelo método de máxima verossimilhança, com base no *software* R.

Na regressão logística foi utilizado o método *enter*, que consiste no uso de todos os fatores nessa análise. No entanto, foram utilizados apenas os fatores que apresentaram coeficientes com *valor p* inferior a 0,05, sendo valores superiores descartados da análise. A determinação da significância dos coeficientes da regressão logística foi realizada pelo teste *Wald* com nível de significância de 95%, que verifica se cada coeficiente estimado é significativamente diferente de zero.

Com base nos coeficientes da regressão logística foi determinado o efeito positivo ou negativo que os fatores ambientais e antrópicos possuem sobre as ocorrências de frequentes queimadas. Assim, o efeito positivo mostra que à medida que aumenta o valor do fator (p.e. aumento da distância perpendicular das vias de acesso) aumenta a probabilidade de ocorrência de frequentes queimadas. O efeito negativo consiste em que à medida que o valor do fator aumenta (p.e. aumento da frequência de inundação “hidroperíodo”) diminui a probabilidade de ocorrência de frequentes queimadas.

A partir da verificação da influência dos fatores ambientais e antrópicos pelos coeficientes da regressão logística, a equação gerada foi utilizada para modelar as áreas com

diferentes probabilidades de ocorrências de frequentes queimadas. O resultado do modelo de regressão logística situa-se entre 0 (sem frequentes queimadas) e 1 (ocorrência de frequentes queimadas). Esse intervalo de valores foi classificado em três classes de probabilidade de frequentes queimadas: 0,01 a 0,40 (baixa), 0,41 a 0,8 (média) e 0,81 a 1,0 (alta).

Para análise e validação do modelo de regressão logística foi utilizado o *pseudo R² de Nagelkerke*, que é semelhante ao R^2 da regressão linear. Desse modo, os valores de *R² de Nagelkerke* variam de 0 a 1, sendo mais próximo de 1 maior o poder explicativo dos fatores ambientais e antrópicos (variáveis independentes) sobre as ocorrências de frequentes queimadas (variável resposta). Também, foi calculado o Erro Quadrático Médio (*Root Mean Square Error*, RMSE) para verificar o erro da modelagem da probabilidade das ocorrências de frequentes queimadas. Assim, quanto menor o valor do RMSE melhor foi o ajuste do modelo para estimar as frequentes queimadas. Para isso, sobre o mapa binário de frequentes queimadas foi amostrado aleatoriamente 100 pontos para áreas com frequentes queimadas e 100 pontos para áreas sem frequentes queimadas. Nesses mesmos pontos foram amostrados os valores de probabilidade de frequentes queimadas no parque gerado pelo modelo de regressão logística. Assim, para os valores estimados de frequentes queimadas foi necessário a classificação em duas classes: 1) valores maiores que 0,5, classificado como 1; 2) valores menores que 0,5, classificado como 0. Essa classificação foi necessária para ter valores compatíveis com aqueles que foram estimados pelo modelo em relação com os valores da variável resposta (0 para sem frequentes queimadas e 1 para frequentes queimadas).

4 RESULTADOS

Esta parte da pesquisa apresenta os resultados sobre as relações espaciais e temporais dos incêndios florestais, a capacidade de detecção das queimadas por bandas e índices espectrais, a dinâmica de queimadas dos períodos pré e pós Parque Nacional de Ilha Grande e a probabilidade de ocorrência de frequentes queimadas em relação a fatores ambientais e antrópicos.

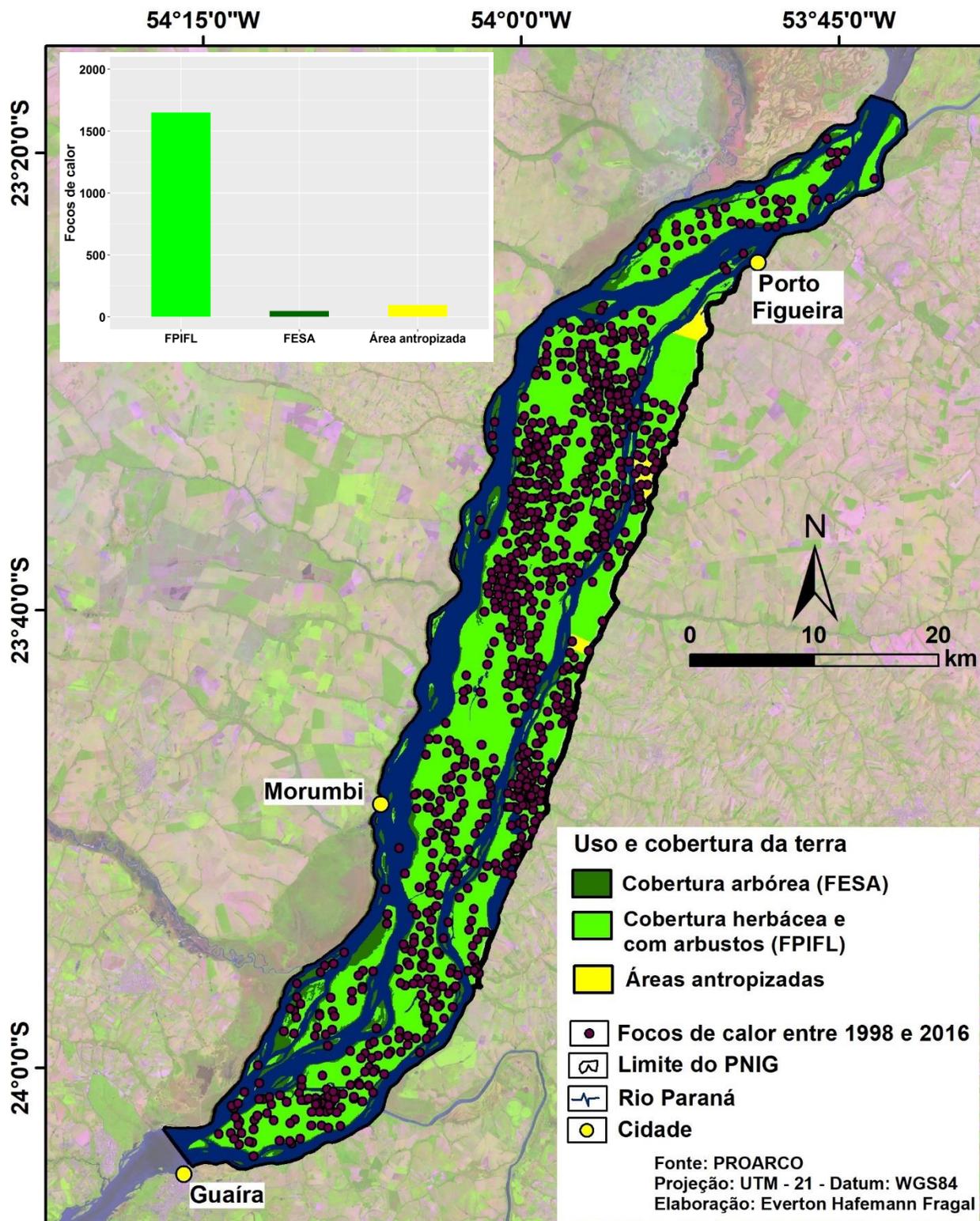
4.1 Relações espaciais e temporais dos incêndios florestais

No período de 1998 a 2016 foram registrados 1.794 focos de calor no PNIG pelos sensores *AVHRR* e *MODIS*. A distribuição espacial dos focos de calor acumulados neste período mostrou ser homogênea ao longo da área do parque e com dominância sobre a vegetação herbácea (FPIFL, 92%), Figura 4.1. A vegetação herbácea ocupa a maior extensão do parque e apresenta inflamabilidade elevada, portanto, por estas razões tem as maiores ocorrências de incêndios florestais. A vegetação arbórea (FESA) e áreas antropizadas apresentaram as menores ocorrências de incêndios (3 e 5%, respectivamente). Isto porque tais classes possuem pequenas extensões, além de materiais combustíveis menos inflamáveis à ocorrências de incêndios.

A variação espacial dos focos de calor registrados entre 1998 e 2016 em relação às vias de acesso revelou maior frequência para distâncias de até 500 m obliquamente aos eixos das mesmas (24%), Figura 4.2. À medida que se distância perpendicularmente das vias de acesso, diminui-se a quantidade de focos de calor. Destaca-se que para distâncias das vias de acesso maiores que 500 m e menores ou iguais a 2.500 m concentrou-se 46% dos focos de calor, enquanto para maiores distâncias 30% dos focos. Desse modo, nota-se que a maioria das ocorrências de incêndios florestais iniciam-se predominantemente nas adjacências das vias de acessos terrestre (rodovias e estradas) e aquática (rio Paraná).

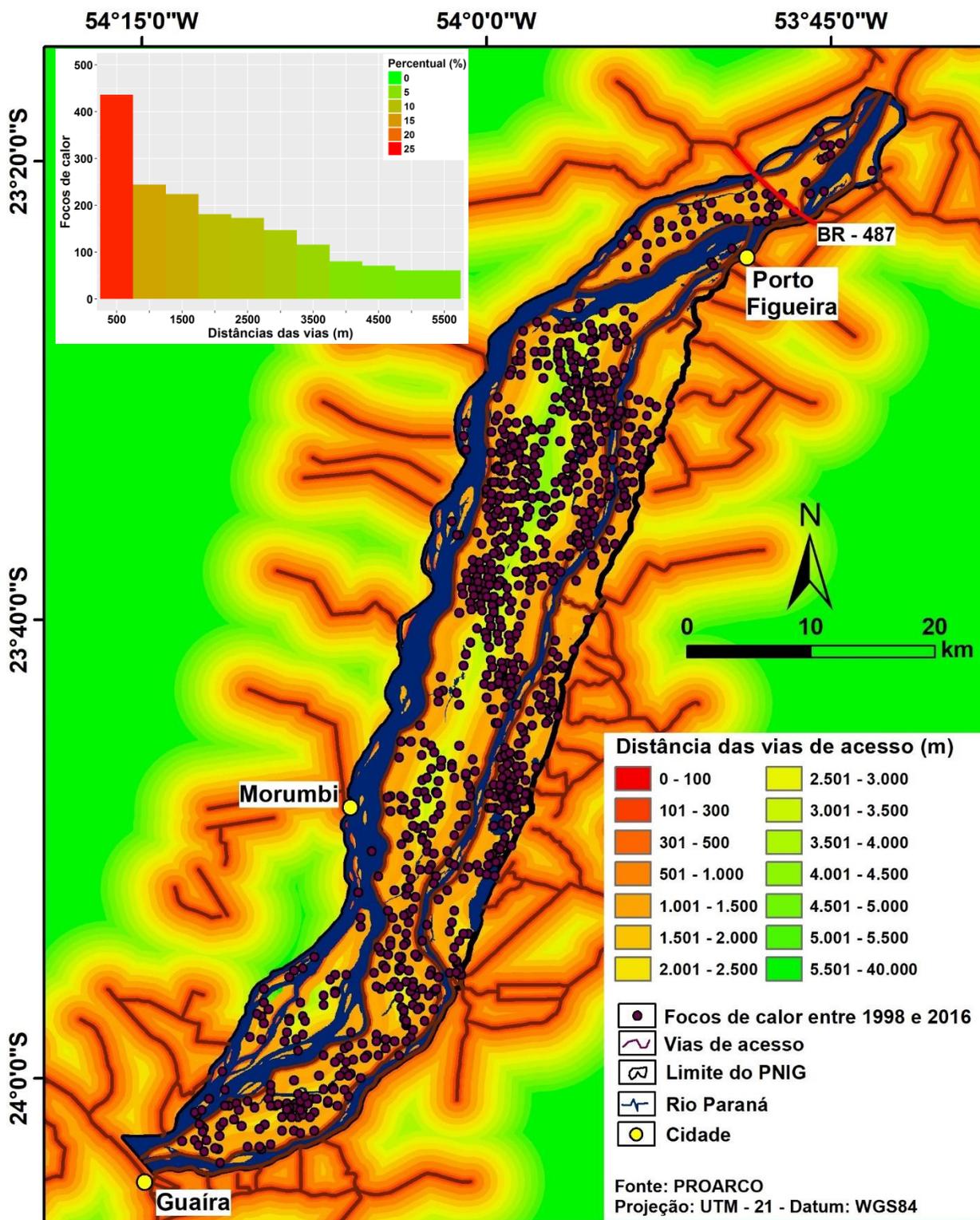
A análise conjunta do acúmulo dos focos de calor com o uso e cobertura da terra e vias de acesso, merece detalhamentos. As maiores ocorrências de focos de calor foi na distância de até 500 m perpendicularmente as vias de acesso (24%), porém apenas 4% dos focos situaram-se em uma distância de até 100 m obliquamente as vias e 6% em distâncias de até 300 m. Assim, muito próximo das vias de acesso (distâncias de 1 a 300 m) ocorreram poucos focos de calor, devido ser uma área mais elevada (p.e. diques marginais) ocupada pela vegetação arbórea, principalmente próximas as vias aquáticas, que dificulta a ignição e propagação do fogo.

Figura 4.1 - Focos de calor e o uso e cobertura da terra entre 1998 e 2016



Fonte: Elaborado pelo autor.

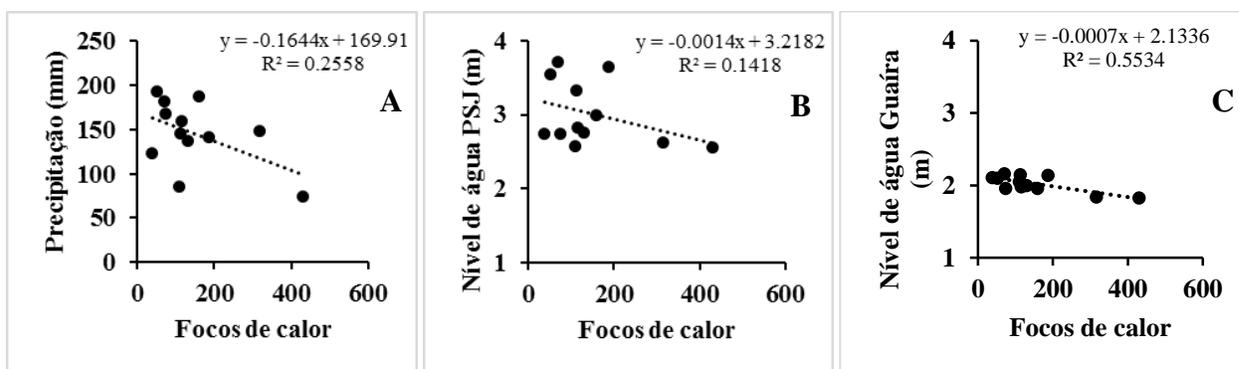
Figura 4.2 - Focos de calor e as vias de acesso no período de 1998 e 2016



Fonte: Elaborado pelo autor.

As análises de regressão dos focos de calor acumulados mensais com a precipitação média e níveis de água médios mensais do rio Paraná nas estações fluviométricas de PSJ e Guaíra não apresentaram fortes correlações, Figura 4.3 A a C. A precipitação e nível de água em PSJ, que resultaram nas menores correlações com os focos de calor (R^2 de 0,25 e 0,14, respectivamente), enquanto o nível de água em Guaíra mostrou maior correlação com os focos de calor acumulados (R^2 0,55). No entanto, essas correlações tal correlação ainda não foram satisfatórias.

Figura 4.3 - Regressão entre focos de calor acumulados e precipitação média (A), e níveis de águas médios do rio Paraná nas estações fluviométricas de PSJ (B) e Guaíra (C), entre 1998 e 2016

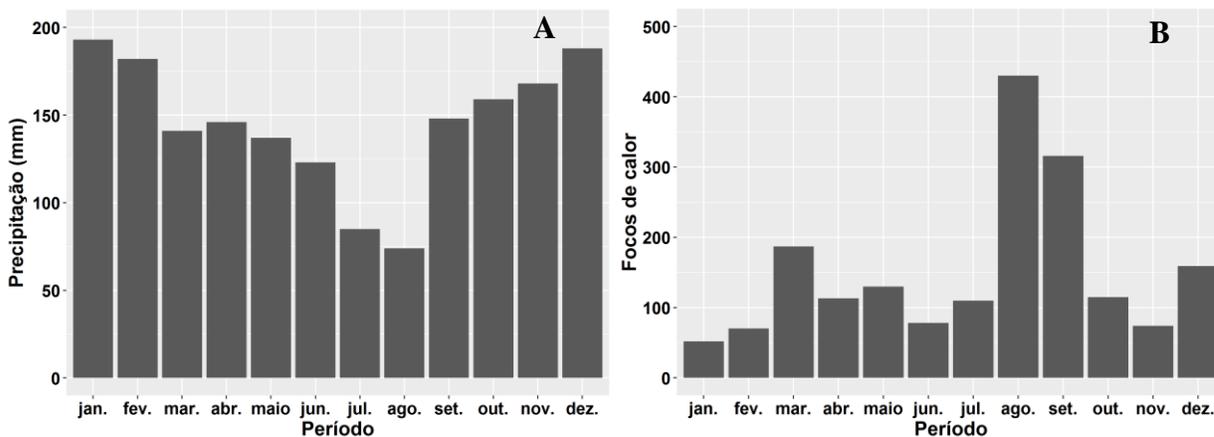


Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir dos resultados obtidos na regressão, não foram encontradas relações de dependência do acúmulo de focos de calor mensal com os valores de precipitação média mensal e níveis de água médios mensais do rio Paraná entre 1998 e 2016. Assim, não foi possível estabelecer uma relação direta e clara de causa (diminuição da precipitação e nível de água) e efeito (aumento dos focos de calor). Entretanto, a partir de comparações para cada mês do ano foi possível verificar algumas relações pontuais entre os dados.

A precipitação média de agosto foi a menor do ano (74 mm) para o período pós parque e coincidiu com o mês de maior acúmulo de focos de calor no parque (24%), Figura 4.4. A e B. Nos meses de janeiro e fevereiro ocorreram as maiores precipitações médias do ano (193 e 182 mm, respectivamente) tendo como consequência os menores acúmulos de focos de calor (cerca de 7%). Para os outros meses do ano não ocorreram claras relações entre o acúmulo de focos de calor e precipitação média. Assim, meses com altas precipitações médias (março e dezembro) apresentaram maiores acúmulos de focos de calor do que outros meses do ano e vice-versa.

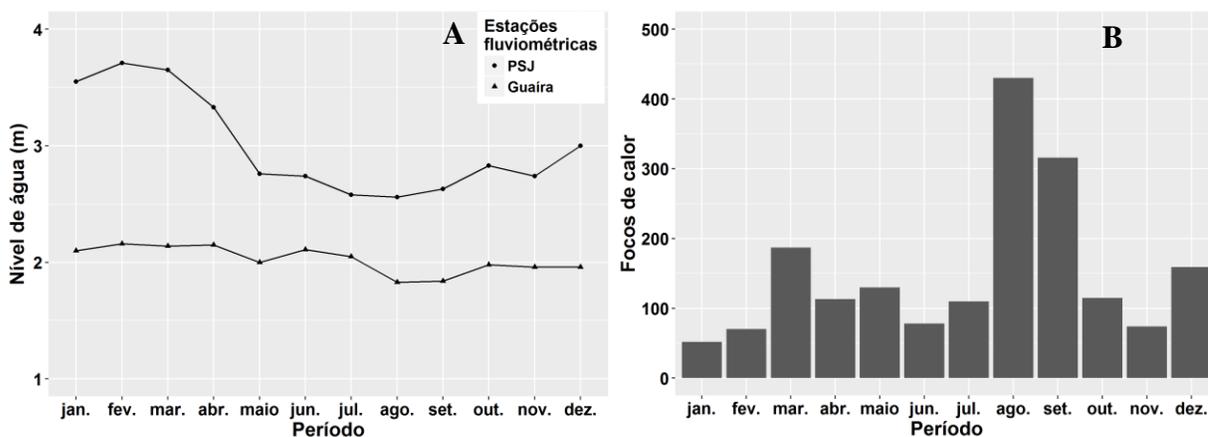
Figura 4.4 - Precipitação média mensal (A) e focos de calor acumulados (B) do PNIG entre 1998 e 2016



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os níveis médios de água do rio Paraná verificados nas estações fluviométricas de PSJ e Guaíra mostraram pequenos valores em agosto e setembro e nos mesmos meses apresentaram os maiores acúmulos de focos de calor (42%), Figura 4.5 A e B. Nos meses de janeiro e fevereiro os níveis de água médios apresentaram elevados valores e corresponderam ao período com menores acúmulos de focos de calor (cerca de 7%). Para os outros meses do ano não foram estabelecidas relações claras. Dessa forma, mês com alto nível de água médio na estação de PJS (março) apresentou maior acúmulo de focos de calor, enquanto meses com baixos níveis de água médios em PSJ (junho e julho) mostraram pequenos acúmulos de focos de calor.

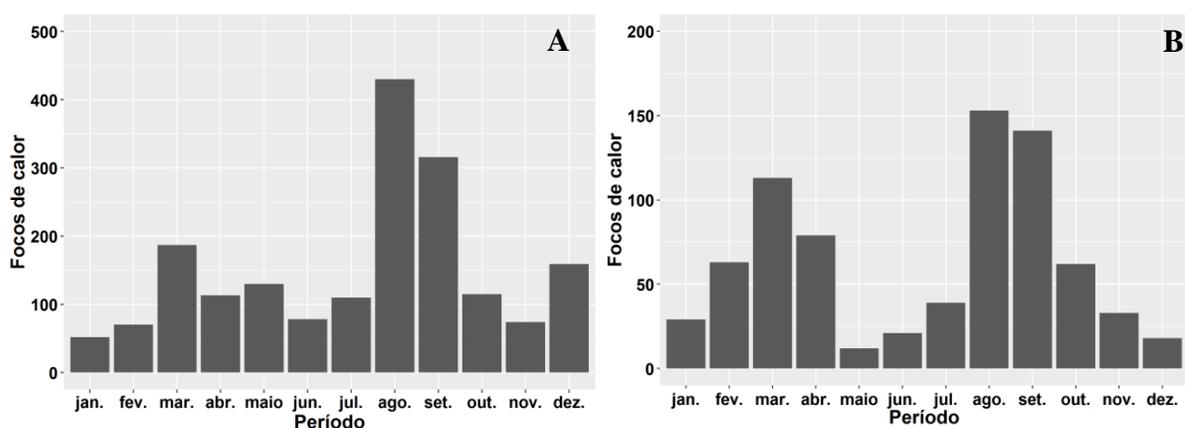
Figura 4.5 - Níveis de água médios mensais do rio Paraná nas estações fluviométricas de PSJ e Guaíra (A) e focos de calor acumulados no parque (B) entre 1998 e 2016



Fonte: Elaborado pelo autor.

É possível realizar algumas comparações entre os focos de calor do parque e sua área de entorno (raio de 10 km a partir do seu limite, chamada de zona de amortecimento), Figura 4.6 A e B. Os maiores acúmulos de focos de calor ocorreram nos meses de agosto e setembro tanto no parque, quanto no seu entorno. No entanto, para os outros meses não ficou clara a relação de dependência. Dessa forma, mesmo que o período de maiores acúmulos de focos de calor seja coincidente (agosto e setembro) no parque e seu entorno, não significa que haja influência da ignição do fogo na zona de amortecimento em direção ao PNIG. Isso ocorre devido ao extenso corpo de água (rio Paraná) que os separam, e assim, em certo modo isola a área do parque em relação ao seu entorno (XAVIER, 2015).

Figura 4.6 - Focos de calor acumulado mensal no PNIG (A) e no seu entorno em um raio de 10 km (B) entre 1998 e 2016



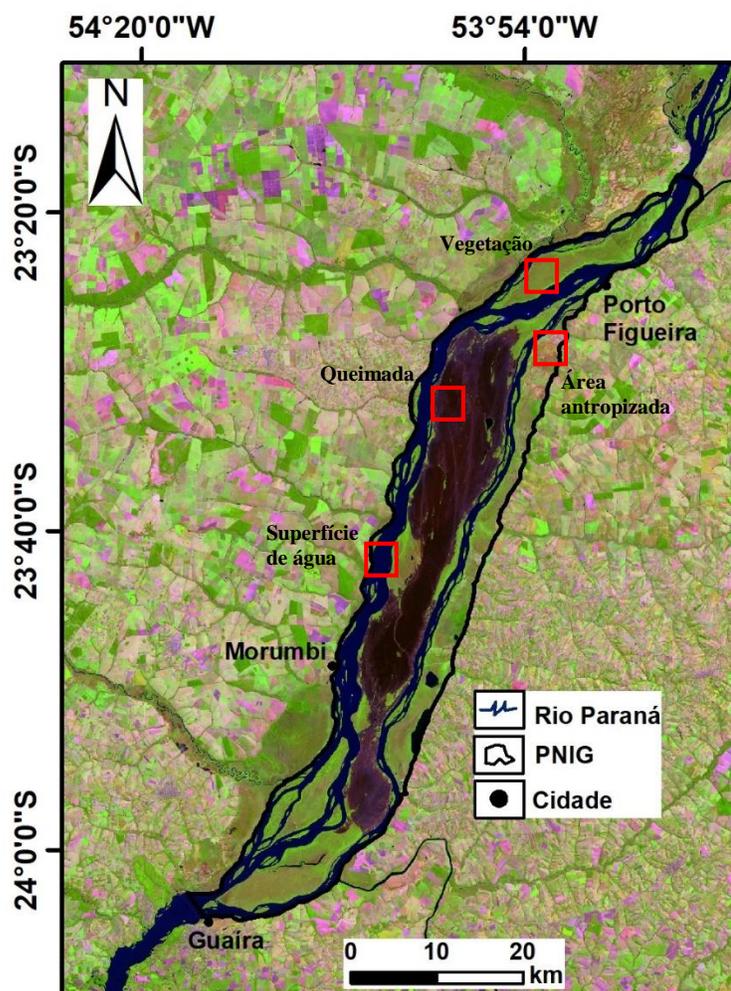
Fonte: Elaborado pelo autor.

No que se refere a uma possível associação entre o aumento dos focos de calor em razão do controle do nível de água do rio Paraná pela barragem da UHPP (Figura 4.5 A e B), os resultados não mostraram evidências conclusivas para estabelecer essa relação de causa-efeito. Embora que o mês de março apresentou um pequeno aumento de acúmulo de focos de calor, os meses de janeiro e fevereiro não. Desse modo, com a redução dos níveis de águas máximos no período de cheia (janeiro a março), não correspondeu há um rápido aumento dos incêndios florestais nesse período. Por outro lado, como não a dados de focos de calor no período pré parque, não se conhece efetivamente se ocorreu um aumento dos incêndios para o período pós parque nos meses de janeiro a março.

4.2. Detecção de queimadas por bandas e índices espectrais

A interpretação visual da imagem *Landsat* de 2006 com composição colorida R(7) G(4) B(3) destacou a área queimada em cor roxa, que abrangeu cerca de 80% da área do parque, e de forma contínua e irregular (Figura 4.7). Na área queimada há variação de cor roxa, sendo no setor central do parque a predominância da cor roxa escura, enquanto no setor sul a cor roxa mais clara. Tal variação de tons dessa cor pode estar associada a uma diferença de dia da ocorrência da queimada ou a intensidade da queimada. Nota-se que as áreas em cor verde do parque correspondem à vegetação, cor rosa escura à áreas antropizadas (p.e. cultivos e pastagens) e cor azul escura à superfície de água (rio Paraná).

Figura 4.7 - Imagem *Landsat 5/TM* de 12 de maio de 2006 com composição colorida R(7) R(4) B(3)

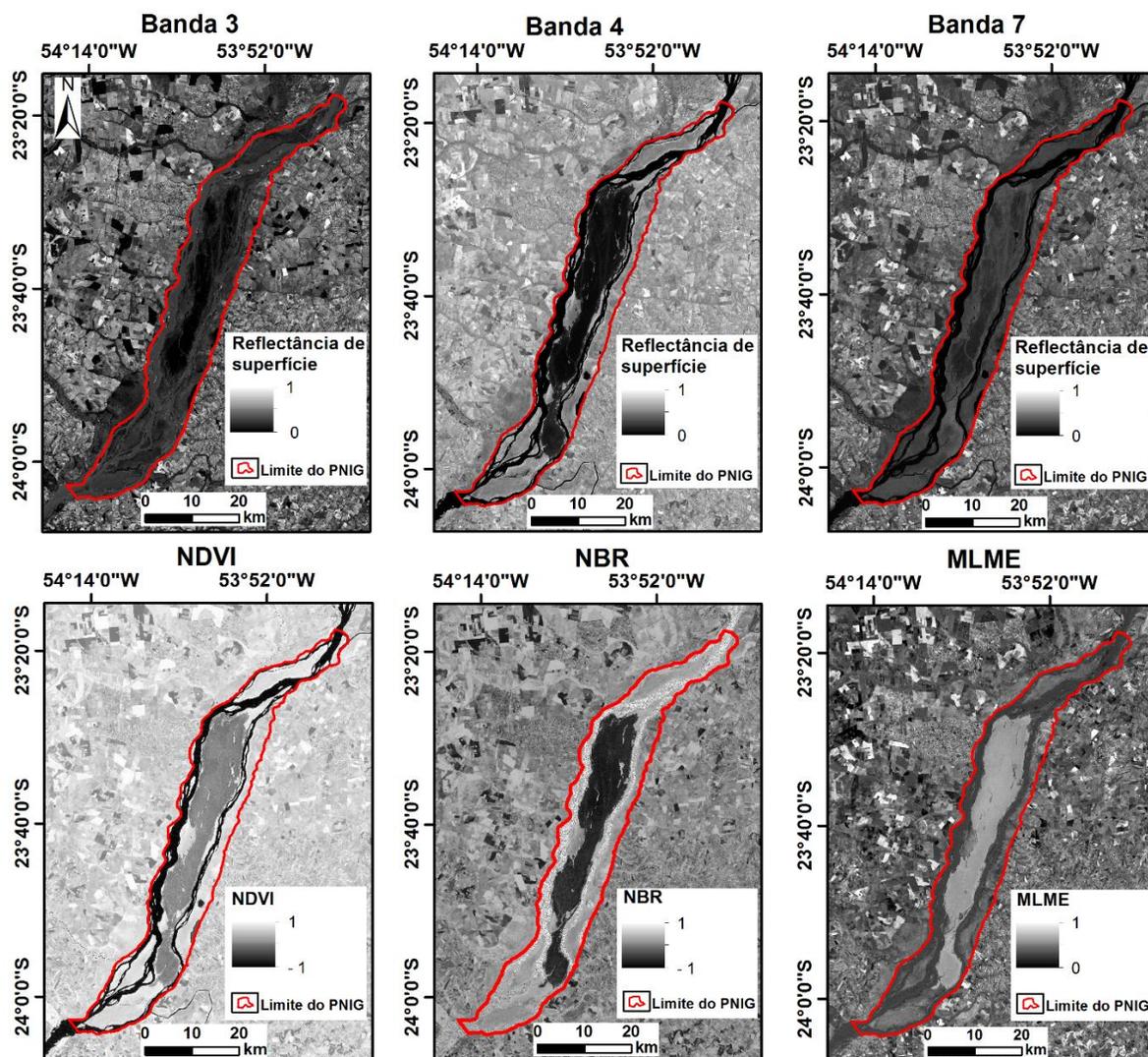


Fonte: Elaborado pelo autor.

No que se refere às bandas espectrais, a banda 4 foi a que melhor detectou a área queimada, em tom preto e de forma contínua (Figura 4.8). Isto ocorre em razão de que na região espectral do infravermelho próximo que há uma forte absorção da Radiação Eletromagnética (REM) pela fuligem, que realçou a área queimada (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007).

Por meio da banda 3 (vermelho), a área queimada apresentou-se em tom preta de forma fragmentada e com menor extensão do que o apresentado na Figura 4.7. Nesta banda, embora haja absorção da REM pela fuligem, os sedimentos expostos pela queima da vegetação aumentaram de forma desigual a reflexão da REM, que não promoveu um bom destaque visual da queimada.

Figura 4.8 - Interpretação visual das bandas espectrais 3, 4 e 7, índices de vegetação NDVI e NBR, e o MLME (IF queimada) para detectar áreas queimadas no PNIG em 2006



Fonte: Elaborado pelo autor.

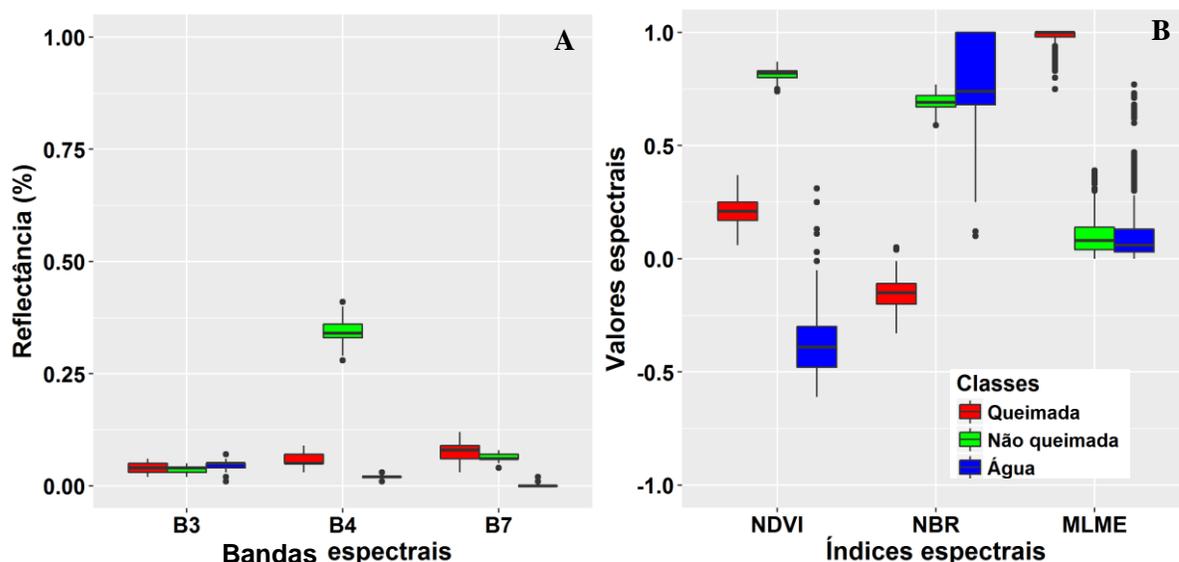
Pela banda 7 (infravermelho médio), a área queimada se destaca pela tom cinza escura de forma fragmentada e com pequena extensão, quando comparado a Figura 4.7. A banda 7 tem absorção fraca da REM pela fuligem, entretanto, há maior sensibilidade da umidade dos sedimentos, isto é, quanto maior a umidade, maior é a absorção da REM. Desta forma, para o PNIG a banda 7 destacou predominantemente as queimadas das áreas com maiores umidades nos sedimentos.

Os índices de vegetação NDVI e NBR detectaram a área queimada em tons cinza médio e cinza escura, respectivamente, e de formas contínua e extensa, como representado na Figura 4.7. Como a banda 4 foi comum para os dois índices de vegetação, houve realce da área queimada. No entanto, foram pelas bandas 3 e 7 presentes nos índices de vegetação NDVI e NBR, respectivamente, que proporcionaram o destaque da área queimada em relação aos outros objetos da imagem (p.e. superfície de água). Destaca-se, que o NBR proporcionou um maior contraste visual da área queimada em relações aos outros objetos no parque. Por sua vez, o MLME (IF queimada) também detectou a área queimada em cor cinza claro, de forma contínua e extensa, semelhante da Figura 4.7. Também, o MLME proporcionou bom contraste visual da área queimada em relação à outros objetos do parque.

Entre as bandas espectrais 3, 4 e 7, a banda 4 mostrou maiores diferenças dos valores de reflectância da área queimada em relação à vegetação não queimada (Figura 4.9 A). Isso ocorreu devido a vegetação não queimada na região do infravermelho próximo tem forte reflexão da REM pela dossel da vegetação (JENSEN, 2009). No entanto, na banda 4 a reflectância da área queimada apresentou valores ligeiramente próximos ao de superfície de água, o que dificulta a separação precisa dessas classes.

A partir da banda 3 os valores de reflectância foram similares para as três classes (queimada, vegetação não queimada e superfície de água), que causa maior dificuldade na classificação destas. A banda 7 também apresentou valores de reflectância semelhantes nas três classes, porém a superfície de água mostrou valores mais próximos de zero, do que a área queimada e a vegetação não queimada. Cabe salientar, que a superfície de água tem maior absorção da REM na região do infravermelho próximo (banda 4) e infravermelho médio (banda 7), do que a banda 3.

Figura 4.9 - Variação dos valores espectrais das classes de área queimada, vegetação não queimada e superfície de água providas pelas bandas 3, 4 e 7 (A), índices de vegetação NDVI e NBR, e MLME (B)



Fonte: Elaborado pelo autor.

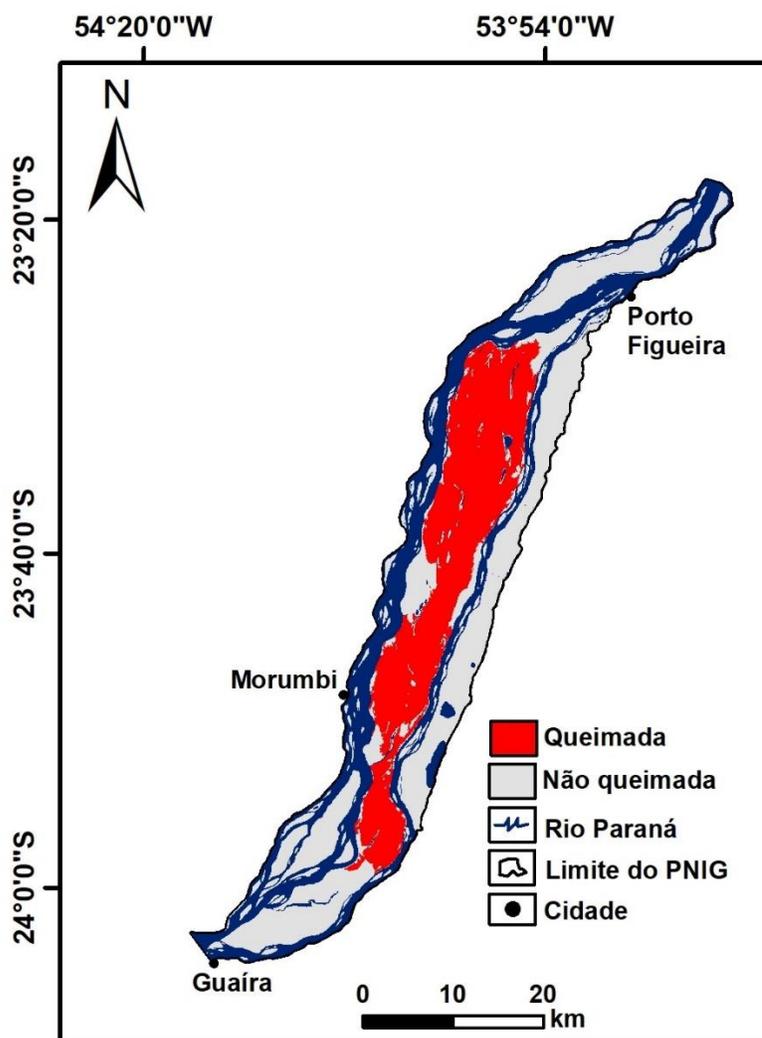
Em relação aos índices de vegetação NDVI e NBR, e o MLME (IF queimada), todos mostraram discrepância dos valores espectrais de área queimada, em relação a vegetação não queimada e a superfície de água, Figura 4.9 B. O NDVI apresentou os valores de área queimada em cerca de 0,1 a 0,4, o que era uma resposta esperada. No entanto, percebe-se que os valores de *outliers* da superfície de água foram similares ao de área queimada, que na classificação causa confusões pontuais dessas classes.

Os valores espectrais da área queimada pelo índice NBR foram próximos a zero e negativos, sendo também, o esperado. A diferença dos valores espectrais da área queimada em relação a vegetação não queimada e a superfície de água mostraram que o índice NBR tem elevado poder de discriminação de área queimada sem confusões com as outras classes analisadas. Os valores espectrais da área queimada pela técnica de MLME (IF queimada) foram próximos a um, que majoritariamente correspondeu apenas a presença de queimada no *pixel*. No MLME, a superfície de água apresentou valores de *outliers* semelhantes com os valores de *outliers* da área queimada, que gera confusões pontuais dessas classes.

O mapeamento de referência de área queimada no parque realizado com base na composição colorida R(7) G(4) B(3) da imagem *Landsat* de 2006, mostrou a área queimada sobre

Ilha Grande em quase toda sua extensão de forma contínua, Figura 4.10. Destaca-se que não houve queimadas em outras áreas do parque em 2006.

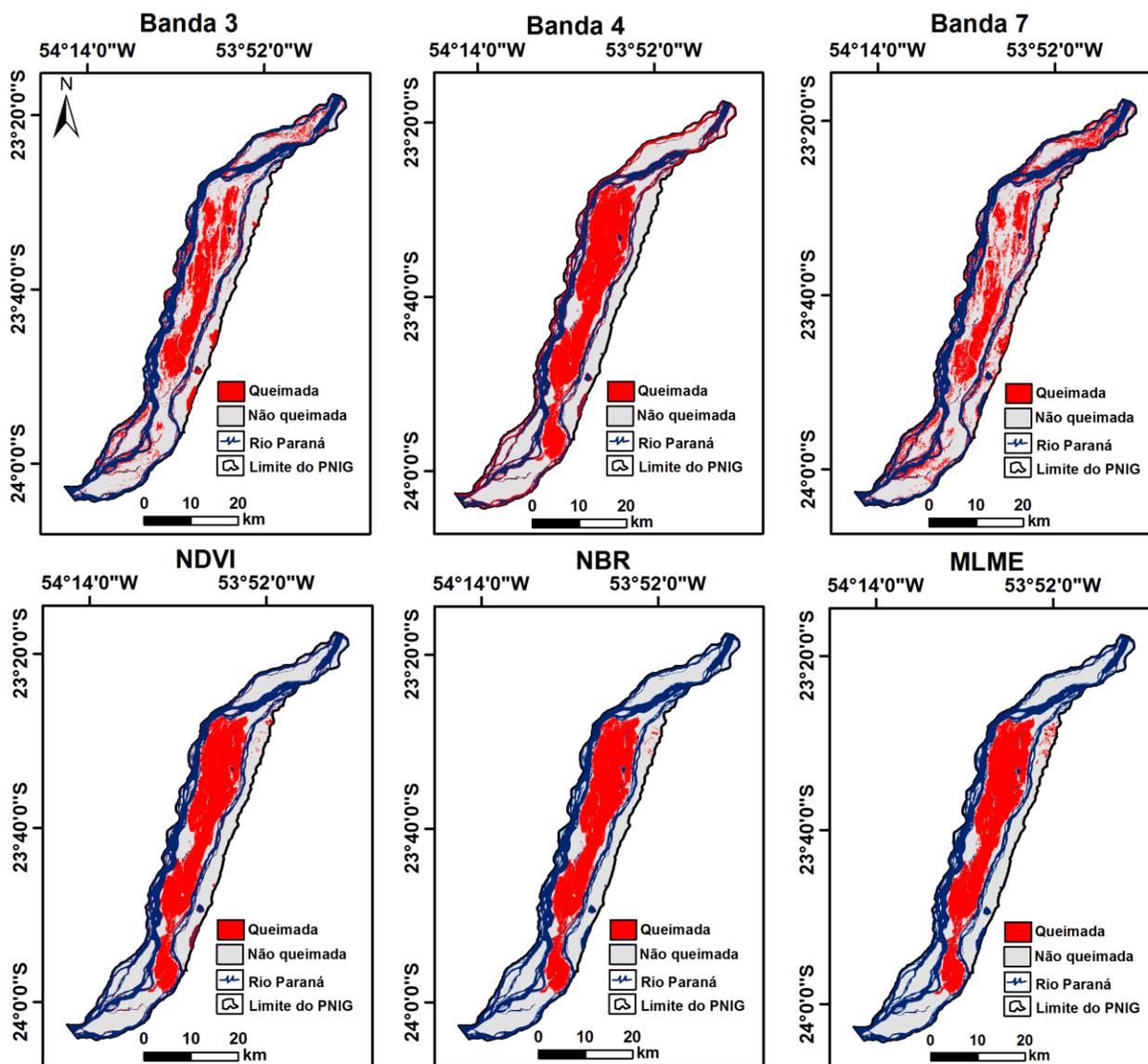
Figura 4.10 - Classificação manual da área queimada do parque



Fonte: Elaborado pelo autor.

Pelas bandas espectrais o mapa de área queimada gerado pela banda 4 apresentou maior semelhança visual com o mapa de referência (Figura 4.11). No entanto, mostrou confusão com a superfície de água do rio Paraná (no setor norte do parque). Os mapas de área queimada gerados pelas bandas 3 e 7 não evidenciaram plenamente a queimada, além de gerarem elevados falsos positivos, isto é, área não queimada, mapeada como área queimada (setores norte e sul do parque).

Figura 4.11 - Mapa de área queimada do parque em 2006 pelas bandas espectrais 3, 4 e 7, índices de vegetação NDVI e NBR, e o MLME (IF queimada)



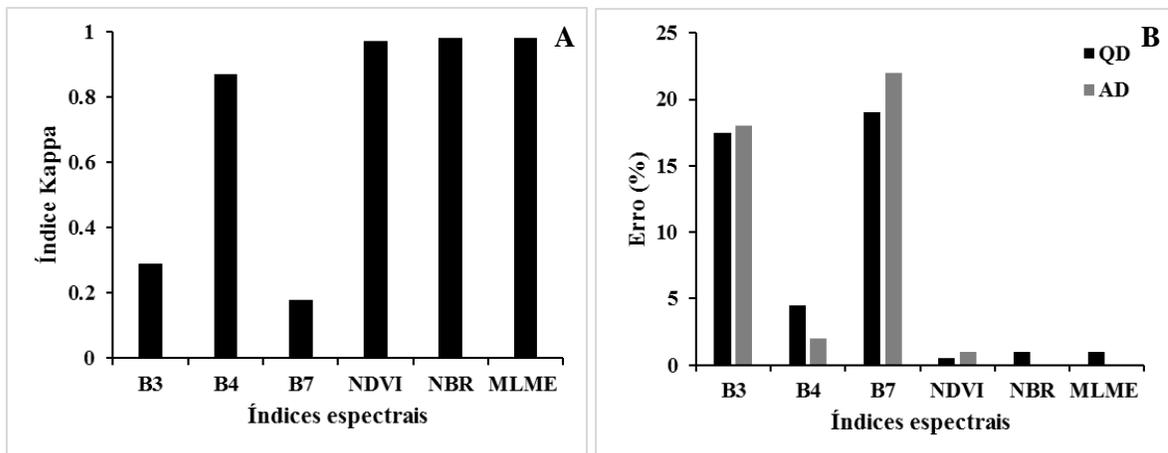
Fonte: Elaborado pelo autor.

Os mapas de área queimada gerados pelos índices de vegetação NDVI e NBR, e o MLME (IF queimada) apresentaram fortes semelhanças visuais com o mapa de referência, Figura 4.11. No entanto, o mapa de área queimada gerado pelo índice NDVI apresentou confusão com a superfície de água de lagos (setor sul do parque). Adicionalmente, os índices NDVI e NBR, e o MLME apresentaram áreas queimadas sobre a planície de inundação na margem esquerda do rio Paraná, o que não condiz com a realidade. Essa confusão foi devido a essas áreas terem influências

antrópicas, como de cultivos em situação de solo exposto e pastagens degradadas, que mostraram valores espectrais semelhantes à de área queimada.

A validação estatística do mapeamento da área queimada no parque em 2006 pelo índice Kappa, e erros de quantidade (QD) e alocação (AD), corroboraram quantitativamente com as análises qualitativas dos mapas. O índice de vegetação NBR e o MLME (IF queimada) mostraram os melhores desempenhos para mapear a área queimada (Figura 4.12 A e B).

Figura 4.12 - Validação estatística do mapeamento de área queimada pelas bandas espectrais 3, 4 e 7, índices de vegetação NDVI e NBR, e o MLME (IF queimada). A) Validação pelo índice Kappa. B) Validação pelo erro de quantidade (QD) e erro de alocação (AD)



Fonte: Elaborado pelo autor.

O índice NBR e o MLME apresentaram mesmo índice Kappa (0,98), QD de 1% e nenhum AD, que proporcionaram as maiores precisões espaciais no mapeamento de área queimada. O índice NDVI, também apresentou elevado desempenho para mapear área queimada (Kappa= 0,97, QD= 0,5%, AD= 1%), no entanto, mostrou pequena confusão com superfícies de água.

Em relação as bandas espectrais, a banda 4 foi a que obteve melhor desempenho com índice Kappa de 0,87, QD de 4,5% e AD de 2% (Figura 4.12 A e B). Embora as estatísticas de validação do mapeamento da área queimada pela banda 4 não foram muito discrepantes daqueles dos índices de vegetação NDVI e NBR e o MLME, (Figura 4.11), houve confusão no mapeamento de área queimada com superfície de água, o que não torna ideal para o PNIG. As bandas espectrais 3 e 7 não mostraram bons desempenhos para mapear a área queimada no parque, com pequenos

valores de índice Kappa (média de 0,24) e erros elevados de QD (média de 18%) e AD (média de 20%).

Por fim, a partir dos índices espectrais analisados o índice de vegetação NBR e a técnica de MLME (IF queimada) mostraram-se eficientes para mapear a área queimada no PNIG. Em razão de ter equação matemática mais simples e uso de apenas duas bandas espectrais (bandas 3 e 7), utilizou-se o índice NBR para o mapeamento da área queimada no parque entre 1985 e 2016. A partir desse conhecimento, foi possível reconstruir a história de áreas queimadas no parque com menores custos dos recursos humano e computacional.

4.3. Dinâmica de queimadas nos períodos pré e pós parque

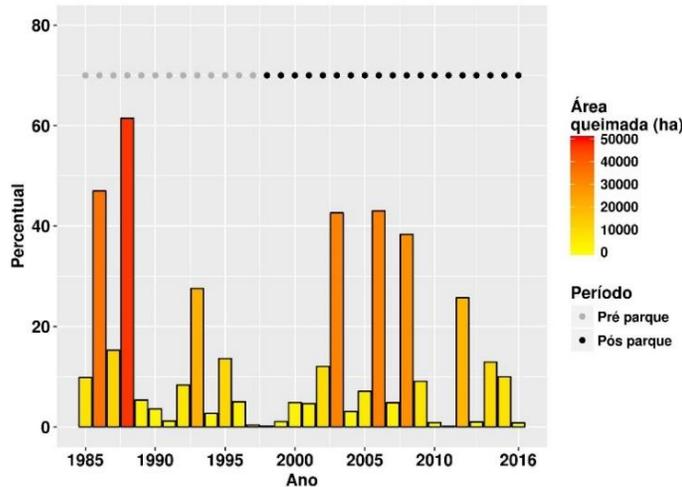
As extensões das áreas queimadas entre 1985 e 2016 apresentaram oscilações sem um padrão definido, Figura 4.13. As áreas queimadas no período pré parque (1985 a 1997), em particular nos anos de 1986 e 1988 apresentaram grandes extensões (média de 50%, 45.000 ha). Destaque para o ano de 1986 que queimou um pouco mais de 60% da área total do parque (acima de 50.000 ha). No ano de 1993 a extensão da queimada foi de 26% (28.000 ha) e para os outros anos as extensões das áreas queimadas foram menores (média de 7%, 5.000 ha). Para o período pós parque (1998 a 2016) nos anos de 2003, 2006 e 2008 ocorreram as maiores áreas queimadas (média de 40%, 30.000 ha). No ano de 2012 ocorrência de áreas queimadas em 26% (20.000 ha) e nos outros anos as áreas queimadas foram menores, em média de 5% (4.000 ha).

Ressalta-se, que as imagens MOD09 utilizadas no ano de 2012 foram muito importantes, pois, permitiram mapear as áreas queimadas com sobrestimava de 10%, em relação as imagens *Landsat*, que não deixou uma lacuna na série temporal. A utilização de imagens MOD09 em 2012 foi adequada em razão da ocorrência de queimadas extensas, do contrário, caso fossem mais fragmentadas e com pequenas extensões, causaria subestimativa (FRAGAL; GASPARETTO, 2017).

As ocorrências de cicatrizes de queimadas bianuais no período pré parque mostrou média de 1%, enquanto para o período pós parque de 0,2%. Por meio da observação dos polígonos de áreas queimadas bianuais, estes se encontraram em áreas com influência antrópica, com o uso da terra de pastagem ou cultivo. Desta forma, no período pré parque uma pequena área queimada

teve ocorrência bianual e situou-se em área de influência antrópica, a qual possibilita caracterizar que as queimadas da vegetação do parque ocorreram apenas uma vez ao ano.

Figura 4.13 - Percentual da área queimada em relação a área total do parque nos períodos pré e pós parque

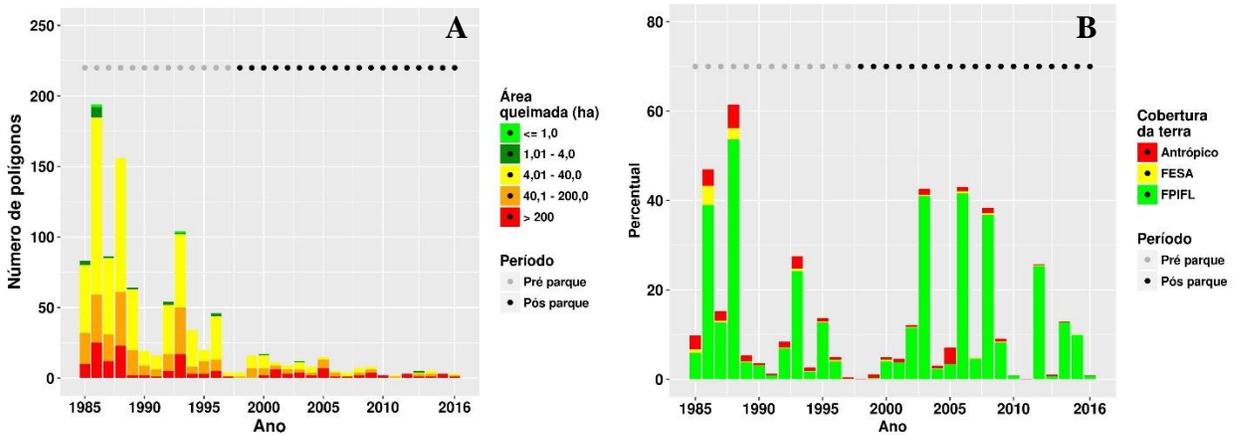


Fonte: Elaborado pelo autor

O número de polígonos das áreas queimadas diminuiu de forma exponencial negativa entre 1985 e 2016 (Figura 4.14 A). No período pré parque há predominância de polígonos com tamanhos de 4,01 a 40 ha e de 40,1 a 200 ha, e menor quantidade de polígonos com outras extensões. Para o período pós parque foram poucos polígonos com as áreas queimadas variando de 4,01 a 40 ha e 40,1 a 200 ha, com predominância de polígonos com áreas superiores a 200 ha. O polígono com área superior a 200 ha, em média possui dimensão total de 10.000 ha, enquanto no período de pré parque os polígonos superiores a 200 ha possuíam em média dimensão total de 1.000 ha. Dessa forma, a partir do número de polígonos mostrou-se que o período pré parque teve queimadas mais fragmentadas e com menores dimensões, já no período pós parque ocorreram queimadas com grandes extensões, formando uma única área queimada.

A cobertura da terra predominantemente afetada pelas queimadas entre 1985 e 2016 foi a cobertura herbácea (FPIFL), devido recobrir a maior área do parque (Figura 4.14 B). A classe antrópica no período pré parque nos anos de 1985, 1986, 1988 e 1993 mostrou as maiores áreas afetadas pelas queimadas (média de 4%), enquanto no período pós parque isso ocorreu apenas no ano de 2005 (4%). A cobertura arbórea (FESA) no período pré parque obteve nos anos de 1986 e 1988 os maiores percentuais de áreas queimadas (média de 3%), já no período pós parque quase não ocorreu, em particular ocorrência nos anos de 2006 e 2008, em torno de 1%.

Figura 4.14 - A) Número de polígonos das áreas queimadas nos períodos pré e pós parque. B) Percentual do uso e cobertura da terra afetado pela queimada nos períodos pré e pós parque



Fonte: Elaborado pelo autor.

O período pré parque apresentou os maiores percentuais de áreas queimadas da classe antrópico, do que no período pós parque. Isso ocorreu devido que no período pré parque a população ribeirinha utilizava sem controle o fogo para o manejo de pequenos cultivos e pastagens, sendo que no período pós parque essa atividade foi gradativamente mais controlada (ICMBIO, 2008). Por sua vez, a classe FESA foi mais afetada pelas queimadas no período pré parque do que no período pós parque. A cobertura arbórea foi afetada pelas queimadas principalmente nas décadas de 1980 e 1990, a qual não se tinha a plena consolidação da perspectiva de conservação da biodiversidade do parque, que foi criada no período pós parque.

A classe FPIFL foi a mais afetada pelas queimadas nos períodos pré parque e pós parque. Assim, no período pré parque a FPIFL foi queimada, assim como, as classes FESA e áreas antropizadas devido aos interesses de renovação da vegetação, limpeza do terreno e abertura de novas áreas para exploração. No período pós parque a FPIFL foi a principal classe queimada. Os motivos para tal não têm sido bem esclarecidos, porém reconhece-se que as queimadas dessa vegetação tem relação com atividades humanas de recreação e por incendiários (ICMBIO, 2008).

A frequência de queimadas no período pré parque mostrou poucas áreas sem queimadas (12%) (Figura 4.15 A e B). Nesse período a frequência de queimadas predominante foi de 1 a 4 vezes, sendo que as ilhas menores foram pelo menos 1 vez queimada, enquanto as ilhas maiores até 4 vezes (Figura 4.15 A, retângulo 1 e Figura 4.15 B). O setor central do parque apresentou pontualmente áreas com 5 e 6 vezes queimadas (retângulo 3). Na margem esquerda do rio Paraná

a predominância foi de 1 a 3 vezes queimadas e, pontualmente, no seu setor norte (retângulo 2), áreas queimadas acima de 10 vezes, por ser área usada para pastagem.

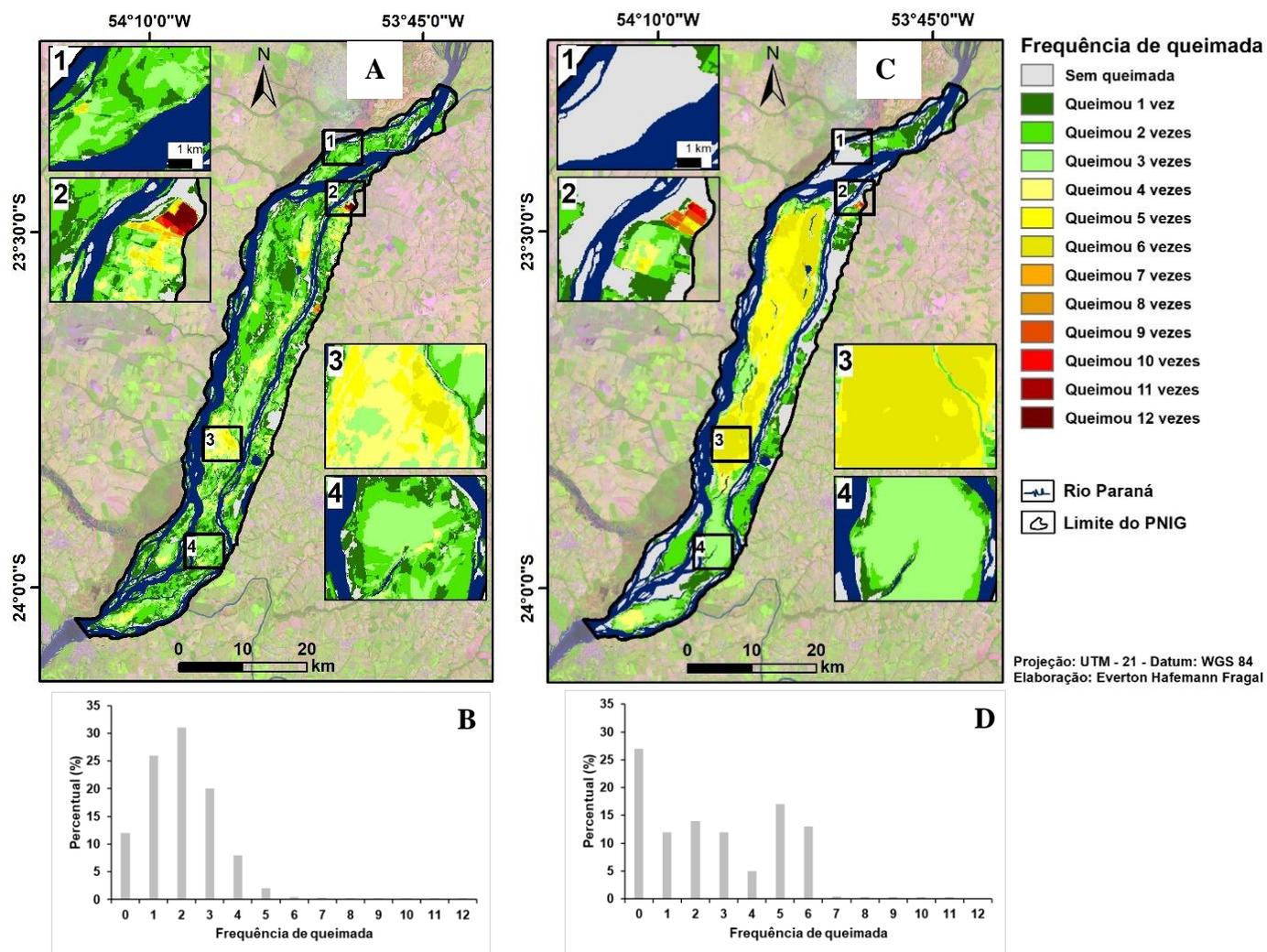
Na frequência de queimadas no período pós parque houve aumento das áreas sem queimadas (27%) (Figura 4.15 C e D). Nesse período a frequência de queimadas predominante foi de 1 a 6 vezes (Figura 4.15 D), com frequência de 5 e 6 vezes queimadas no setor central de Ilha Grande, (Figura 4.15 C, retângulo 3). Isso significou aumento da frequência de queimada no setor central do parque em relação ao período pré parque. Ainda no período pós parque, nos setores norte e sul muitas áreas não foram queimadas (retângulo 1), e as áreas que foram queimadas apresentaram baixa frequência (de 1 a 3 vezes, retângulo 4). Na margem esquerda do rio Paraná no setor norte, encontraram-se pontualmente áreas que foram até 10 vezes queimadas (retângulo 2).

A frequência de queimadas no setor norte da margem esquerda do rio Paraná (Figura 4.15 A e C, retângulo 2) pertencente a classe área antropizada do uso e cobertura da terra foi 12 vezes queimadas no período pré parque e 10 vezes queimadas no período pós parque, que somados foram 22 vezes queimadas na série temporal entre 1985 e 2016 (31 anos). Adicionalmente, no setor central da Ilha Grande a frequência de queimada variou de 1 a 12 vezes, se considerado toda série temporal. Desta forma, as frequências de queimadas somadas nos períodos pré e pós parque mostraram-se elevadas, porém diferenciadas para cada período de análise.

O intervalo de retorno médio da queimada do período pré parque foi principalmente a cada 6 anos (Figura 4.16 A). Nos setores norte e sul do PNIG situou-se intervalos de retorno médio a cada 6 e 4 anos (retângulos 1 e 4). No setor central do parque encontrou-se intervalos de retorno médio a cada 3 e 2 anos (retângulo 3). Já na planície de inundação na margem esquerda do rio Paraná, pontualmente no setor norte (retângulo 2) o intervalo de retorno médio foi a cada um ano, isto é, todo ano ocorreu queimada no período pré parque (12 anos).

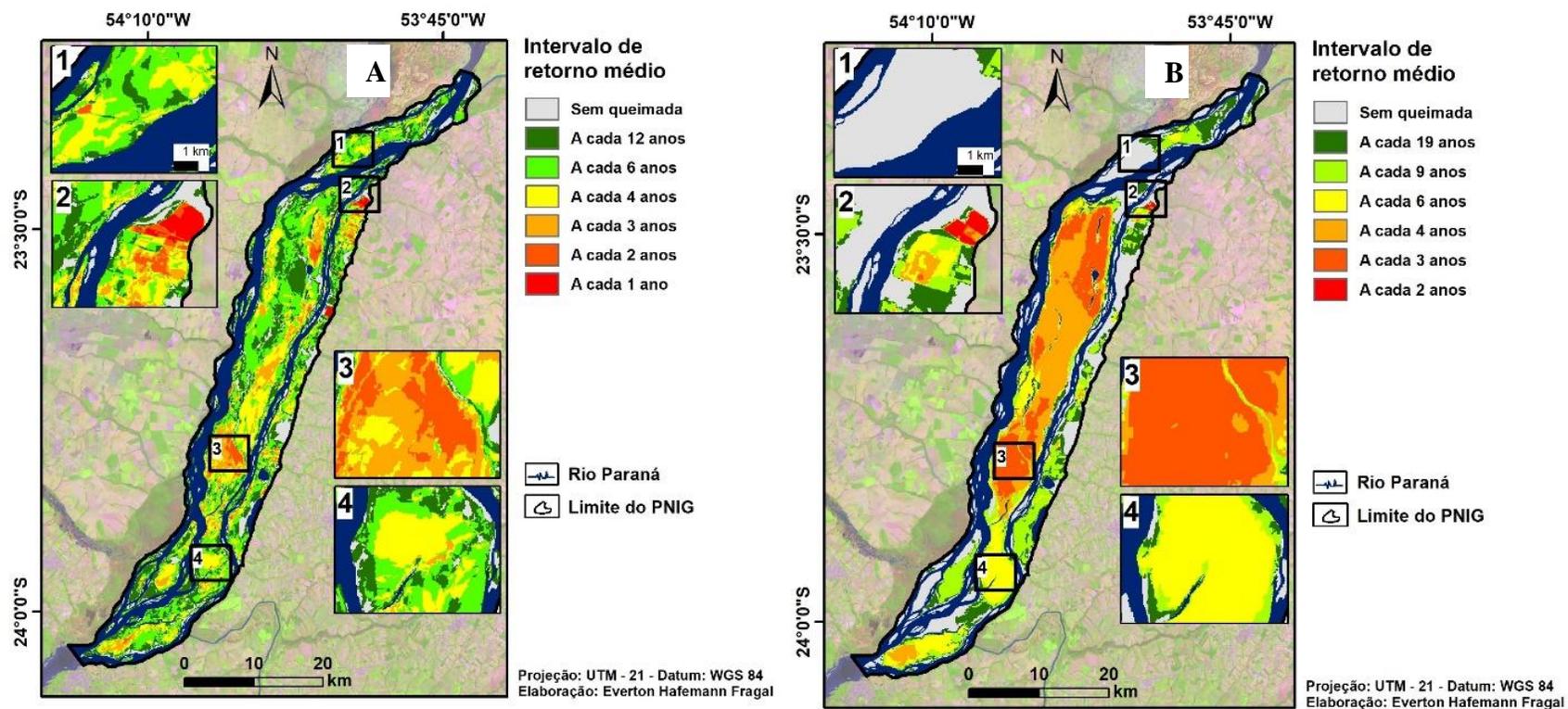
No intervalo de retorno médio da queimada do período pós parque houve predominância a cada 4 anos (Figura 4.16 B, retângulo 3). O setor sul do parque conferiu pelo intervalo de retorno médio a cada 6 e 4 anos, que foi semelhante ao período pré parque (retângulo 4). Já no setor norte houve redução do intervalo de retorno médio para mais de 9 anos. Na planície de inundação, pontualmente no setor norte (retângulo 2), o intervalo de retorno médio foi a cada 2 anos, que mostrou diminuição das ocorrências de queimadas em relação ao período pré parque.

Figura 4.15 - A e B) Frequência de queimadas no período pré parque representada por mapa e gráfico, respectivamente. C e D) Frequência de queimadas no período pós parque representada por mapa e gráfico, respectivamente. Os retângulos 1, 2, 3 e 4 destacam áreas no parque.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 4.16 - Intervalo de retorno médio da ocorrência de queimada no período pré parque (A) e pós parque (B). Os retângulos 1, 2, 3 e 4 destacam áreas no parque

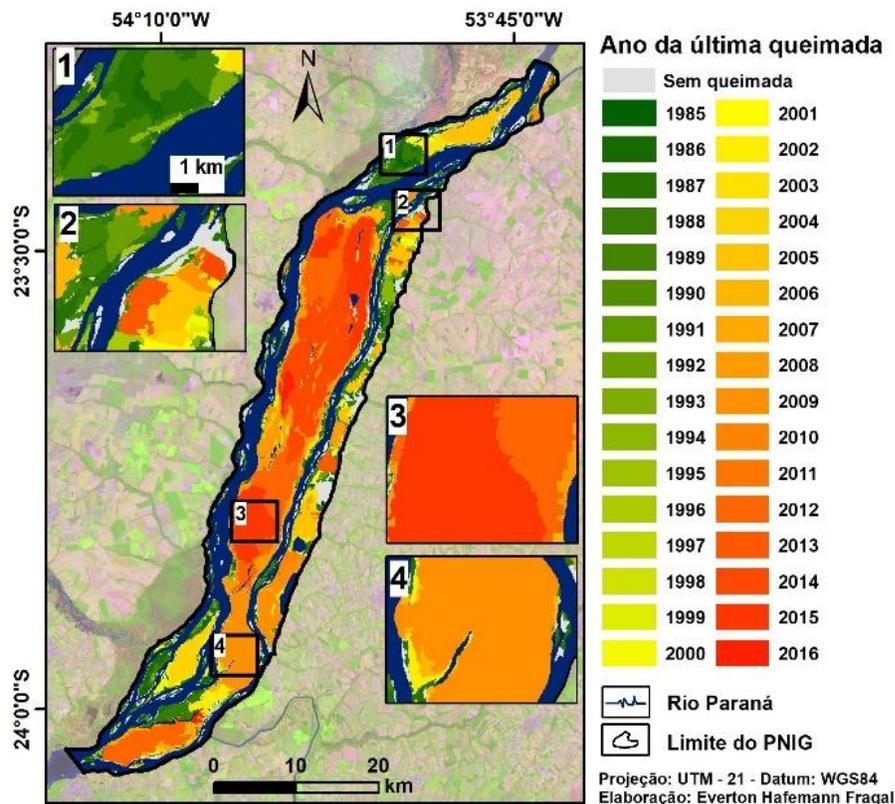


Fonte: Elaborado pelo autor.

Na área central do parque nota-se mudança dos intervalos de retorno médio das queimadas entre os períodos pré e pós parque. No período pós parque aumentou o tempo de retorno das ocorrências de queimadas para 4 e 3 anos, enquanto no período pré parque foi predominante o retorno médio das queimadas a cada 6 anos. Já para os setores norte e sul no período pós parque ocorreu aumento dos intervalos de retornos médios das queimadas em relação ao período pré parque. Além disso, no período pós parque houve aumento das não ocorrências de queimadas dos setores norte e sul do parque.

O ano da última ocorrência de queimada no parque entre 1985 e 2016 mostrou que pequenas áreas não foram queimadas (Figura 4.17). Também áreas principalmente situadas nos setores norte e sul do parque queimaram apenas no período pré parque (1985 a 1997). A maioria do parque queimou no período posterior a sua criação (1998 a 2016), sendo as queimadas mais recentes (2012 a 2016) predominantemente no setor central do parque (retângulo 3) e as queimadas mais antigas desse período (1998 a 2011) na planície de inundação da margem esquerda do rio Paraná e também nos setores norte e sul (retângulos 1, 2 e 4).

Figura 4.17 – Último ano de ocorrência da queimada entre 1985 e 2016



Fonte: Elaborado pelo autor.

Como reconhecimento do produto cartográfico do último ano da ocorrência de queimada foi levantado em campo a fitofisionomia da vegetação sem queimada entre 1985 e 2016 e comparado com a vegetação de diferentes anos da última ocorrência de queimada. Para visualizar a localização dos pontos, (ver Figura 3.2). A cobertura arbórea FESA sem queimada nos anos de 1985 a 2016 apresentou-se como a floresta mais antiga do parque, com mais de 30 anos de existência. Essa vegetação tem altura total média de 15 m ou superior (árvores de grande porte), e troncos como diâmetro na altura do peito (DAP) com 20 cm ou maior (espessura grossa do tronco), Figura 4.18 A. Entre os indivíduos arbóreos há uma distância horizontal média de 1 a 2 m, isto é, não encontram-se concentrados. As espécies predominantes encontradas foram a *Sloanea guianensis* (laranjeira-do-mato), *Ficus obtusiuscula* (figueira), *Calophyllum brasiliensis* (guanandi) e *Inga affinis* (ingá). O dossel da cobertura arbórea mostrou-se fechado e não uniforme, que consiste um indicador de floresta antiga.

A vegetação herbácea (FPIFL) sem queimada entre 1985 e 2016 mostrou altura total em cerca de 1 a 2 m, com quantidade de indivíduos elevada e concentrada, com predominância das famílias Cyperaceae e Poaceae, Figura 4.18 B. Em alguns locais foram encontrados alguns arbustos entremeados a vegetação herbácea (predominância da espécie *Acacia polyphylla*, nome popular: guarucaia). A presença de arbustos entre a vegetação herbácea ocorreu predominantemente nos locais com menor saturação dos sedimentos por água. Apenas a presença da vegetação herbácea ocorreu predominantemente em áreas com sedimentos saturados por água. Na vegetação herbácea houve mistura das condições de biomassa verde (em plena atividade vegetativa) e biomassa seca (senescente). Desse modo, o acúmulo da vegetação herbácea senescente torna-se uma situação favorável para ocorrência da queimada, sem um devido manejo de fogo.

Figura 4.18 - Vegetação arbórea FESA (A) e herbácea FPIFL (B) sem queimada entre 1985 e 2016



Fonte: Elaborado pelo autor. Data das fotografias: maio de 2017.

Cabe destacar, que em áreas com cobertura arbórea não queimada foram encontradas diferentes níveis de interferência antrópica, como desbaste de árvores, inserção de espécies exóticas frutíferas (p.e. árvores de goiaba e limão) e caixas de abelhas, Figura 4.19 A, B e C. Essa interferência antrópica existe a mais de três décadas no parque, sendo no ano da campanha de campo (2017) observada com baixa frequência, porém foi observada principalmente nas margens de ilhas e da planície de inundação da margem esquerda do rio Paraná.

Figura 4.19 - Diferentes níveis de interferência antrópica na cobertura arbórea (FESA) sem queimada entre 1985 e 2016. A) Árvore com corte na ramificação do tronco; B) Árvore frutífera de limão (*Citrus* sp.); C) Caixa de abelha em baixo da cobertura arbórea



Fonte: Elaborado pelo autor. Data das fotografias: maio de 2017.

A vegetação arbórea (FESA) queimada entre 1985 e 1990 mostrou altura média de 10 m e troncos com DAP em cerca de 10 a 20 cm (Figura 4.20 A). A distância horizontal dos indivíduos situa-se entre 1 a 2 m, com predomínio das espécies *Triplaris americana* (pau-formiga) e *Sloanea guianensis* (laranjeira-do-mato). O dossel arbóreo apresentou-se fechado e uniforme com a presença de arbustos pequenos entre a floresta. Vale ressaltar, que o dossel arbóreo uniforme é um indicativo de floresta regenerada. A vegetação herbácea (FPIFL) queimada entre 1985 e 1990 tem altura total em cerca de 1,5 a 2 m, com quantidade de indivíduos elevada e concentrada (Figura 4.20 B). Essa vegetação queimada tem aparência muito semelhante a vegetação herbácea não queimada.

A vegetação arbórea (FESA) queimada entre 1991 e 1997 apresentou altura total média de 10 m (porte médio), troncos com DAP em cerca de 10 cm (espessura do tronco médio) e predominância da espécie *Cecropia Pachystachya* (embaúba), Figura 4.21 A. A embaúba é um forte indicador de regeneração da floresta. A distância horizontal das árvores foram entre 0,3 e 1 m com a presença de indivíduos arbustivos e herbáceos entremeados.

Figura 4.20 – Vegetação arbórea FESA (A) e herbácea FPIFL (B) queimada entre 1985 e 1990



Fonte: Elaborado pelo autor. Data das fotografias: maio de 2017.

Dessa forma, a vegetação arbórea queimada entre 1991 e 1997 tem menor porte estrutural e possui maior concentração de indivíduos em relação à vegetação não queimada. A vegetação herbácea FPIFL apresentou-se com a presença de arbustos e com as mesmas aparências fitofisionômicas da vegetação herbácea não queimada, Figura 4.21 B.

Figura 4.21 - Vegetação arbórea FESA (A) e herbácea FPIFL (B) queimada entre 1991 e 1997



Fonte: Elaborado pelo autor. Data das fotografias: maio de 2017.

Não foi encontrado em campo vegetação arbórea (FESA) queimada entre 1998 e 2005. Desse modo, não foi registrado a fitofisionomia dessa cobertura arbórea em regeneração. Por sua vez, a vegetação herbácea FPIFL queimada entre 1998 e 2005 tem fitofisionomia semelhante a vegetação herbácea não queimada. A vegetação arbórea FESA queimada entre 2006 e 2010 mostrou altura total menor que 5 m, troncos com DAP em geral menor que 5 cm e dominância de espécies como *Cecropia pachystachya* (embaúba) e *Croton urucurana* (urucurana), Figura 4.22 A.

A vegetação herbácea (FPIFL) queimada entre 2006 e 2010 também possui fitofisionomia semelhante a vegetação herbácea não queimada, Figura 4.22 B.

Figura 4.22 - Vegetação arbórea FESA (A) e herbácea (FPIFL) queimada entre 2006 e 2010



Fonte: Elaborado pelo autor. Data das fotografias: maio de 2017.

Não houve queimadas da vegetação arbórea (FESA) entre 2011 e 2016, portanto, não foram registradas em campo. A vegetação herbácea (FPIFL) queimada entre 2011 e 2016 também tem semelhança com a fitofisionomia da vegetação herbácea não queimada (Figura 4.23 A). Cabe destacar uma área de vegetação herbácea com presença de arbustos queimados em dezembro de 2016, em que na campanha de campo (maio de 2017, 5 meses) foi possível observar rápida regeneração da vegetação herbácea e os arbustos queimados que ainda não apodreceram (Figura 4.23 B).

Figura 4.23 - Vegetação herbácea (FPIFL) queimada entre 2011 e 2016 (A) e vegetação herbácea queimada em dezembro de 2016 (B)



Fonte: Elaborado pelo autor. Data das fotografias: maio de 2017.

A Figura 4.24 A salienta um ponto da área de pastagem dentro do limites do parque que queimou todos anos no período pré parque (1985 a 1997) e diminuiu sua frequência após a criação do parque (1998 a 2016), (ver Figuras 4.16 A e B, retângulo 2), sendo a última ocorrência de queimada no ano de 2013 (ver Figura 4.17, retângulo 2). Em 1985 esta área de pastagem já existia, então, a atividade de pecuária nessa área foi implementada anteriormente ao período de análise desse estudo. Na Figura 4.24 B foi possível ver um intervenção antrópica gerada anteriormente a criação do PNIG, por meio de uma drenagem artificial para promover o escoamento da água superficial e de sub-superfície no período chuvoso, e assim, permitir a atividade de pastagem.

Figura 4.24 - Área de pastagem no PNIG (A) e drenagem artificial presente nessa pastagem (B)



Fonte: Elaborado pelo autor. Data das fotografias: maio de 2017.

Dessa forma, as diferentes fitofisionomias da vegetação arbórea (FESA) e herbácea (FPIFL), conferem de modo adequado as ocorrências de queimadas em diferentes períodos. A cobertura arbórea queimada no período pré parque (1985 a 1997) está mais desenvolvida, (maiores alturas média, espessura do tronco “DAP” médio e distância horizontal dos indivíduos média), porém ainda não tem fitofisionomia da FESA sem ocorrência de queimada entre 1985 e 2016. A cobertura arbórea queimada no período pós parque (1998 a 2016) está menos desenvolvida (menores alturas média e espessura do tronco), devido ser mais jovem do que a FESA queimada no período pré parque.

A vegetação herbácea tanto no período pré parque como no pós parque tem fitofisionomia semelhante a FPIFL sem ocorrência de queimada entre 1985 e 2016. Cabe ressaltar, que vegetação herbácea regenerada em 2016 não possui biomassa senescente, enquanto para os outros anos anteriores possui biomassa senescente misturada com a biomassa verde. Isso significa

que a vegetação herbácea com mais de um ano de existência possui condições favoráveis para ocorrências das queimadas.

Os dados de campo revelaram elevada resiliência da vegetação herbácea frente aos eventos de perturbação (queimadas). A cobertura herbácea possui elevada densidade de vegetação a partir de três meses de regeneração depois da queima, sendo também confirmado por Montanher e Fragal (2013). Além disso, foi observado em campo que a vegetação herbácea queimada tem fitofisionomia semelhante a original após um ano de regeneração. A cobertura arbórea demora mais de três décadas para se assemelhar a sua fitofisionomia original.

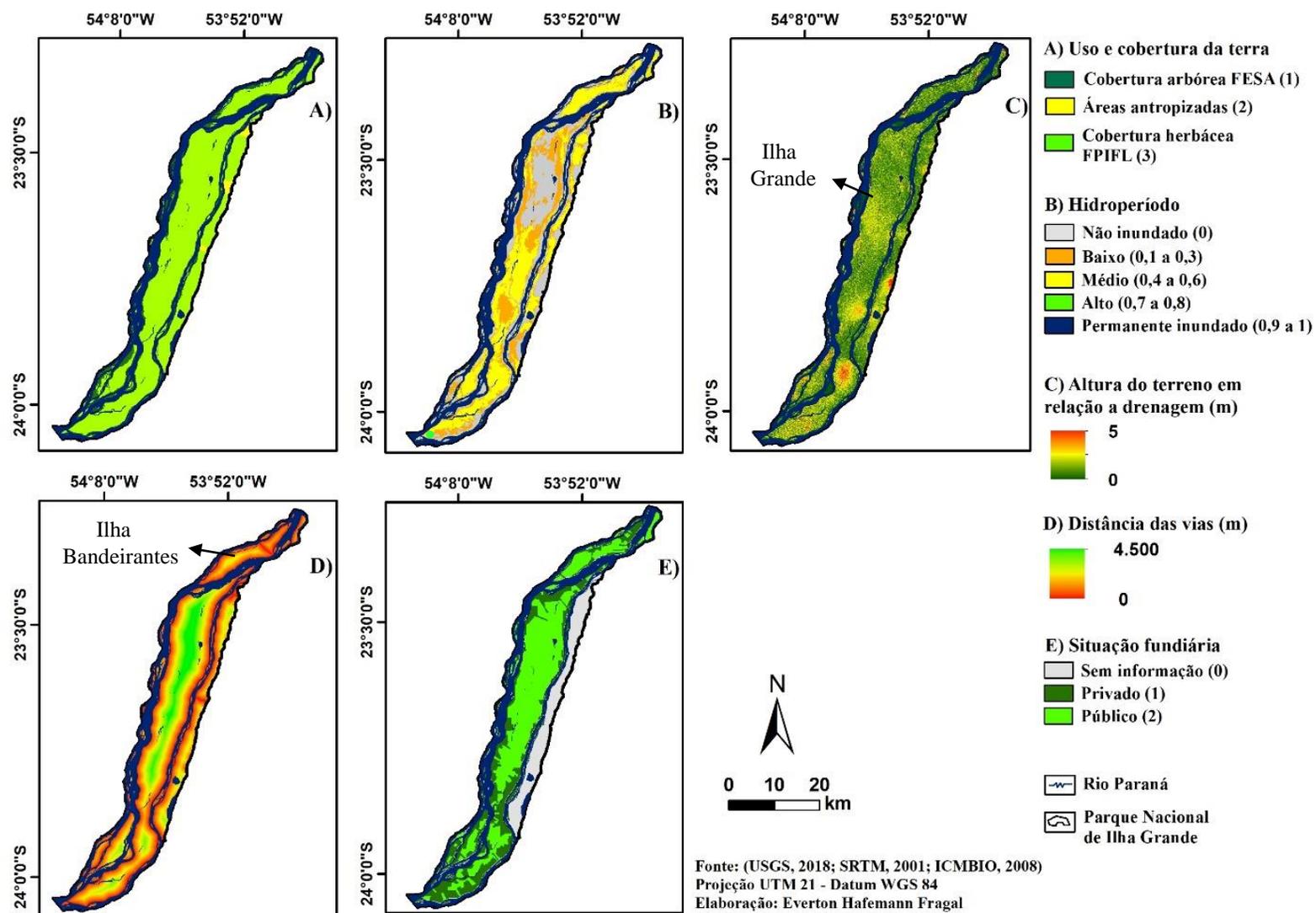
4.4. Frequentes ocorrências de queimadas no parque

No uso e cobertura da terra do período pós parque a classe área antropizada apresentou-se de forma pontual, a cobertura arbórea FESA nas margens das ilhas e planície de inundação e a vegetação herbácea (FPIFL) ocupou predominantemente toda área do parque (Figura 4.25 A).

A classe não inundado do hidroperíodo ocorreu principalmente em parte do setor central do parque (Figura 4.25 B). A classe baixo apresentou-se por todo o parque de forma fragmentada, enquanto a classe médio em parte da área central e setores norte e sul do parque de forma contínua. A classe alto situou-se em pequena área no setor sul do parque e a classe permanentemente inundado correspondeu ao rio Paraná, canais que cortam Ilha Grande e lagos.

A VDND mostrou ligeira maior altura do terreno (próximo de 1 m) em relação a superfície de água mais próxima (Figura 4.25 C). Na Ilha Grande nota-se um claro padrão da variação da altura do terreno, sendo alturas em cerca de 2,0 m próximos as margens (diques marginais) e diminui a altura do terreno próximo de 0,3 m em direção central da ilha. Isso foi confirmado em campo e pelo estudo geomorfológico da planície de inundação do alto curso do rio Paraná, que contempla o PNIG, realizado por Leli (2015) (Figura 4.26). Além disso, o padrão de variação da altura do terreno descrito é predominante em todo o parque.

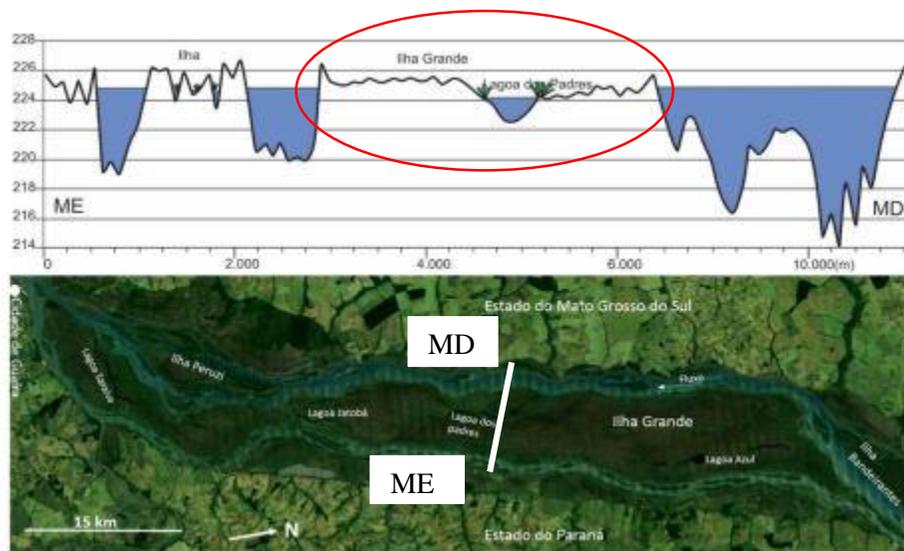
Figura 4.25 - Fatores que influenciam nas ocorrências de frequentes queimadas. A) Uso e cobertura da terra; B) Hidroperíodo; C) Altura do terreno em reação a drenagem mais próxima (VDND); D) distâncias das vias de acesso; E) Situação fundiária



Fonte: Elaborado pelo autor.

É prudente destacar que principalmente nos setores central e sul do parque ocorreu pontualmente alturas do terreno em cerca de 2,5 ou superiores, Figura 4.25 C. Isso está associado ao MDE-SRTM que é sensível a presença da vegetação, mostrando assim, a altura da vegetação e não do terreno. Embora ocorram esses erros pontuais na altura do terreno, foi mantido esse fator para análise da sua influência nas frequentes queimadas, pois foi o único produto disponível gratuitamente, que foi compatível espacialmente para a análise com os outros fatores ambientais e antrópicos.

Figura 4.26 - Variação da altura do terreno de Ilha Grande. Elipse destaca a topografia da ilha Grande



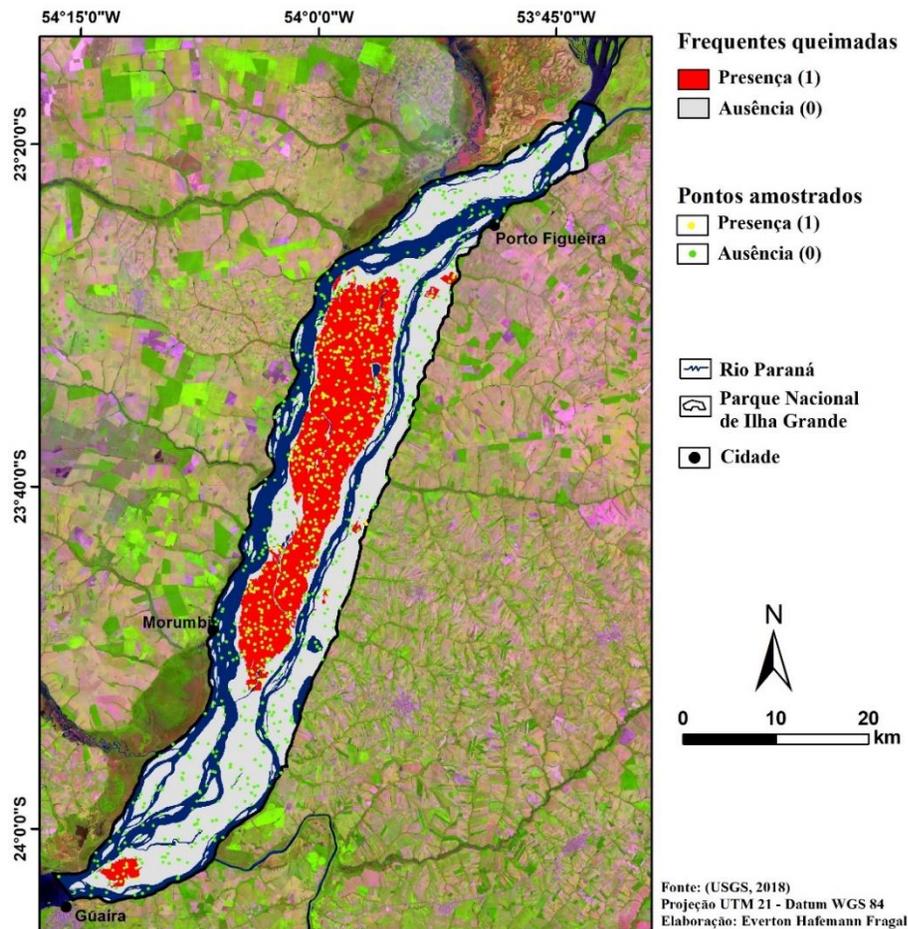
Fonte: Adaptado de Leli, (2015).

As vias de acesso mostraram menores distâncias próximas ao rio Paraná, rodovia que atravessa o parque (setor norte do parque, ilha Bandeirantes) e estradas situadas próximas aos limites do parque, Figura 4.25 D. À medida que desloca-se perpendicularmente em relação a essas vias, aumentou-se as distâncias em até 4.500 m. A situação fundiária privada localiza-se predominantemente nas áreas marginais das ilhas do parque, Figura 4.25 E. A situação fundiária pública ocupa predominantemente os setores central e norte do parque. Também, não há informação sobre a situação fundiária da planície de inundação a margem esquerda do rio Paraná.

As frequentes queimadas do período pós parque ocorreram predominantemente no setor central e pontualmente à sul do parque e na planície de inundação na margem esquerda do rio Paraná, Figura 4.27. Desse modo, esse mapa mostrou as áreas com presença (1) e ausência (0) de

frequentes queimadas no parque, e os pontos amostrados que foram utilizados como base para verificar as influências dos fatores ambientais e antrópicos.

Figura 4.27 - Frequentes queimadas ocorridas no período pós parque



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores dos coeficientes da regressão logística mostraram-se significantes e com efeitos positivos para os fatores de uso e cobertura da terra (coef.= 1,743, $p= 0,00$) e vias de acesso (coef.= 0,001, $p= 0,00$) relacionados as frequentes queimadas. Os valores dos coeficientes da regressão logística foram significantes e com efeitos negativos dos fatores de hidroperíodo (coef.= -1,394, $p= 0,01$) e altura do terreno em relação a drenagem mais próxima (VDND) (coef.= -0,125, $p= 0,01$) associados as ocorrências de frequentes queimadas. O valor do coeficiente da situação fundiária (coef.= 1,216, $p= 0,1$) mostrou valor p maior que 0,05, e então, foi descartado da análise

de regressão logística devido não apresentar significativa influência nas ocorrências de frequentes queimadas.

A partir dos coeficientes da regressão logística, o fator uso e cobertura da terra à medida que aumenta o valor da classe (p.e. valor 3, que corresponde a vegetação herbácea) tende a aumentar as ocorrências de frequentes queimadas. Isto ocorre devido a vegetação herbácea (FPIFL) consistir em um material combustível com grande inflamabilidade, sendo que as classes de cobertura arbórea (FESA) e antrópico tendem a não ocorrer frequentes queimadas.

O valor do coeficiente das vias de acesso mostrou que conforme se afasta perpendicularmente das vias de acesso aquáticas e terrestres tende a aumentar as frequentes queimadas. Embora próximo as vias de acesso se acumule a maior quantidade de focos de calor (incêndios florestais), como visto na seção 4.1, foi mais distantes das vias que tendem as ocorrências de frequentes queimadas. Desse modo, o início do fogo pode ocorrer em uma pequena área próxima as vias de acesso, porém se espalha para as áreas mais distantes dessas vias, e influência para ocorrências de frequentes queimadas.

No fator hidroperíodo o valor do coeficiente mostrou que quando aumenta o hidroperíodo (frequência de inundação), tende a diminuir as ocorrências de frequentes queimadas. Assim, quanto menor o hidroperíodo, maior é sua influência nas frequentes queimadas, devido ser menos inundado e permitir a ocorrência de fogo.

O valor do coeficiente da VDND mostrou que na medida que aumenta a altura do terreno tende a diminuir as ocorrências das frequentes queimadas. Conforme a morfologia das ilhas e planície de inundação do parque, as bordas conferem pelas áreas mais altas e em direção do centro das mesmas, diminui a altura do terreno. Desse modo, nas baixas alturas do terreno em relação a drenagem mais próxima (mais úmidas) ocorrem frequentes queimadas, se comparado a terrenos mais altos. Assim, apenas analisando a influência do fator VDND essa tendência poderia ser considerada equivocada, devido que terrenos altos em planície de inundação (menos úmidos) são mais favoráveis para ignição do fogo. No entanto, com a análise integrada com os outros fatores ambientais e antrópicos (terrenos altos são os mais próximas das vias de acesso e ocupados principalmente por cobertura arbórea), confirma-se que as áreas mais baixas do terreno tendem a queimar mais do que as áreas mais altas.

Com base nos fatores uso e cobertura da terra, hidroperíodo, VDND e vias de acesso que possuem influências nas ocorrências de frequentes queimadas foi aplicado o modelo de

regressão logística para estimar a probabilidade de frequentes queimadas no parque (Prob (queima)), Equação 4.1. O valor do intercepto (-5,827) desse modelo foi gerado juntamente com os coeficientes dos fatores.

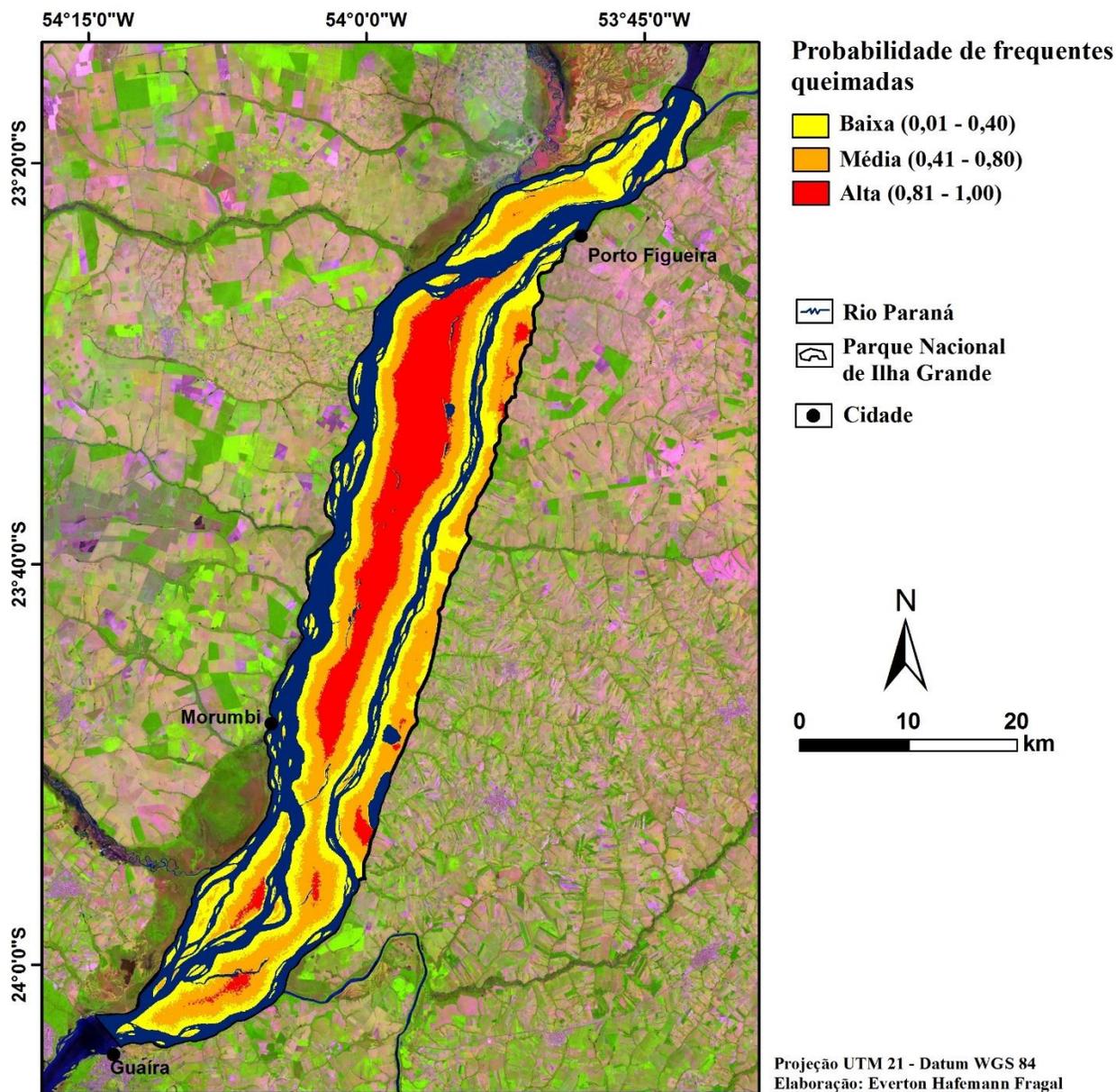
$$\text{Prob (queima): } \frac{e^{(-5,827 + \text{uso e cobertura da terra} \cdot 1,743 + \text{vias de acesso} \cdot 0,001 + \text{hidroperíodo} \cdot -1,394 + \text{VDND} \cdot -0,125)}}{1 + e^{(-5,827 + \text{uso e cobertura da terra} \cdot 1,743 + \text{vias de acesso} \cdot 0,001 + \text{hidroperíodo} \cdot -1,394 + \text{VDND} \cdot -0,125)}} \quad 4.1$$

O modelo de regressão logística para estimativa da probabilidade de frequentes queimadas no parque apresentou desempenho bom (R^2 de Nagelkerke= 0,61 e RMSE= 0,21 ou 16%). Com base no R^2 de Nagelkerke significou que os fatores de uso e cobertura da terra, hidroperíodo, VDND e vias de acesso explicaram em 61% as variações das ocorrências das frequentes queimadas. O valor R^2 de Nagelkerke geralmente é baixo devido modelar-se uma variável binária, então, dificilmente alcança valores de R^2 maiores que 0,9, como dos modelos gerados por regressões lineares (HOSMER; LEMESHOW, 2000). No entanto, tratando-se da modelagem de frequentes queimadas, que depende de fatores ambientais e antrópicos difíceis de serem explicados matematicamente, o valor de R^2 de Nagelkerke corresponde a um modelo satisfatório. Além disso, o RMSE foi de 16% que correspondeu a um baixo erro médio do modelo em estimar os valores das frequentes queimadas em relação aos valores de referência.

A baixa probabilidade de frequentes queimadas no parque situou-se próxima das margens das ilhas e planície de inundação (Figura 4.28). As ilhas pequenas no parque, possuem principalmente baixa probabilidade de frequentes queimadas. Essas áreas possuem relações com as menores distâncias em relação as vias de acesso, presenças das classes de cobertura arbórea (FESA) e antrópico predominantemente, além da vegetação herbácea (FPIFL), pelas classes baixo e médio do hidroperíodo e maiores alturas do terreno em relação a drenagem mais próxima.

A média probabilidade de frequentes queimadas foi predominante no parque e situou-se paralelamente a baixa probabilidade de frequentes queimadas (Figura 4.28). As áreas dessa classe estão associadas a classe de vegetação herbácea do uso e cobertura da terra, pelas distâncias intermediárias em relação as vias de acesso, pelas classes baixo a médio do hidroperíodo e em intermediárias alturas do terreno em relação a drenagem mais próxima (VDND).

Figura 4.28 - Probabilidade de frequentes queimadas no parque



Fonte: Elaborado pelo autor.

A alta probabilidade de frequentes queimadas ocorreu predominantemente na área central de ilha Grande, pontualmente no setor sul e na planície de inundação. Essas áreas de alta probabilidade de frequentes queimadas foram relacionadas predominantemente a presença de vegetação herbácea, maiores distâncias em relação as vias de acesso, classes baixo e não inundado do hidroperíodo e menores alturas do terreno (VDND). Destaca-se que o setor central do parque

tem a maior quantidade de áreas com alta probabilidade de frequentes queimadas, e portanto, são as áreas maiores tendências de serem afetadas pelo fogo.

5. DISCUSSÃO

A discussão dos resultados foi estruturada em quatro subseções: variações espaciais e temporais dos incêndios florestais, eficiência dos produtos orbitais na detecção de queimadas, mudanças históricas das queimadas no parque e fatores que influenciam as frequentes queimadas.

5.1 Variações espaciais e temporais dos incêndios florestais

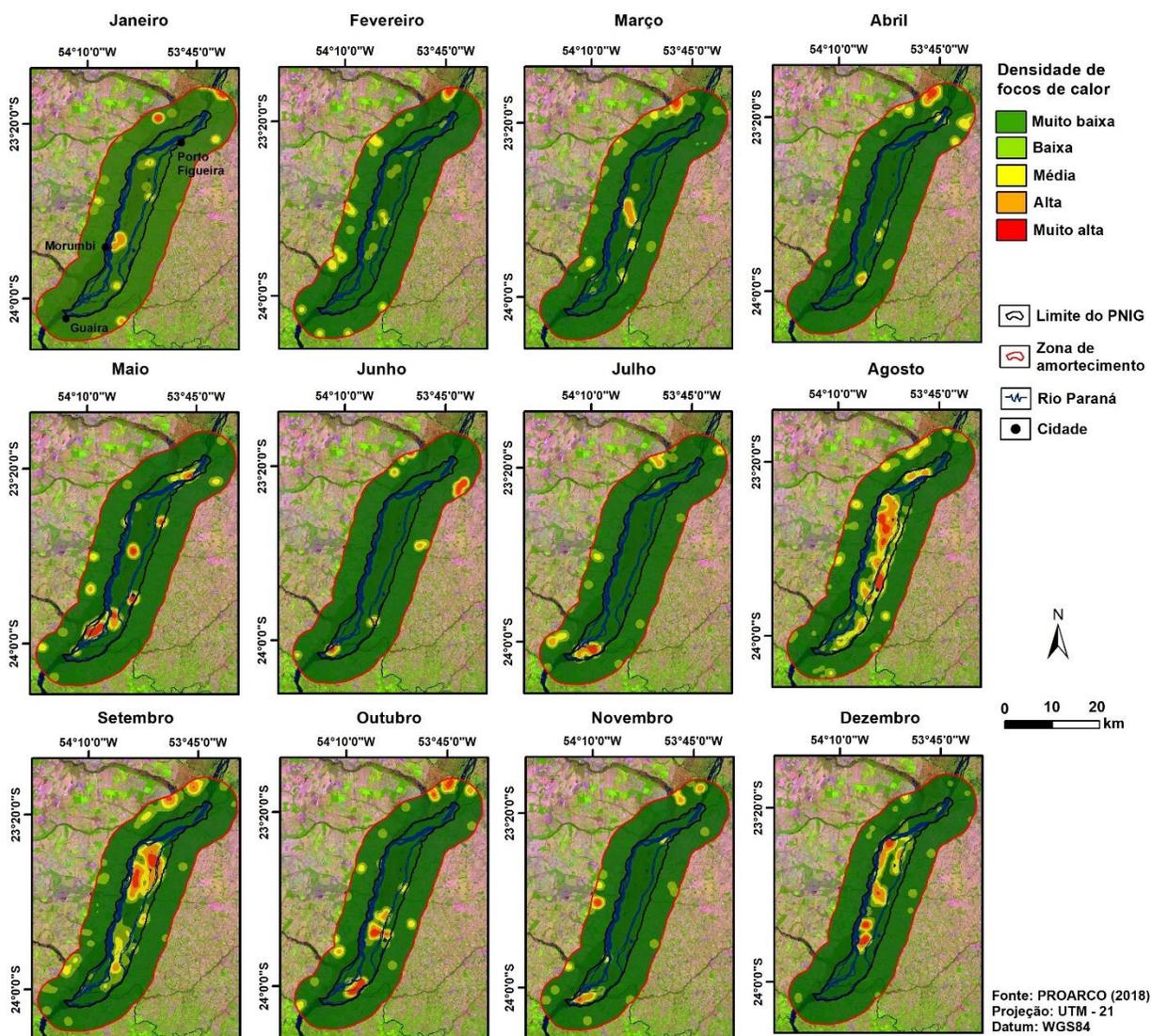
A análise integrada do uso e cobertura da terra, vias de acesso e distribuição dos incêndios florestais entre 1998 e 2016 indicaram que a ignição do fogo ocorre predominantemente nas proximidades das vias terrestres e aquáticas, devido a facilidade de acesso pelas atividades humanas, bem como, pela presença da vegetação herbácea, que possui maior inflamabilidade. Tal constatação vai ao encontro das relações da distribuição espacial dos focos de calor com a cobertura vegetal e vias de acesso na floresta amazônica (ARAGÃO et al., 2007; LIMA et al., 2012). Dessa forma, o padrão espacial predominante dos incêndios florestais promovidos pelas atividades antrópicas consiste no fácil acesso ao material combustível e de inflamabilidade alta. Esse processo foi encontrado no período posterior à criação do PNIG, embora haja o conhecimento das ocorrências de incêndios florestais em baixas frequências causada por descargas elétricas.

Os incêndios florestais ocorridos entre 1998 e 2016 têm os maiores acúmulos nos meses de agosto e setembro, como destacado na Figura 4.4 B, e ocorreram com maior densidade na área central do parque (Figura 5.1). Para os outros meses do ano a densidade de focos de calor ocorreu pontualmente no setor central do parque de janeiro a março, setor sul de abril a julho e setores central e sul de outubro a dezembro. Essa distribuição mensal dos focos de calor indicou duas questões: 1) a não influência dos focos de calor da zona de amortecimento sobre os incêndios no parque; 2) diferentes causas dos incêndios florestais para os meses do ano.

Os incêndios florestais da zona de amortecimento do parque apresentaram uma distribuição sem padrão com o do PNIG, ocorrendo de forma pontual principalmente na região noroeste. Dessa forma, está claro que os incêndios florestais do parque possuem padrões próprios (Figura 5.1), não sendo influenciado pela zona de amortecimento. Ressalta-se que o rio Paraná é uma barreira natural para a propagação do fogo, e portanto, deve ser considerado como um condicionador para a falta de padrão entre as ocorrências de incêndios florestais da zona de amortecimento e do parque. Uma vez que é comum em UCs ter padrões das ocorrências de

incêndios florestais associados com sua zona de amortecimento (AXIMOFF; RODRIGUES, 2011; GONÇALVES et al., 2011).

Figura 5.1 – Densidade de focos de calor no PNIG entre 1998 e 2016



Fonte: Elaborado pelo autor

Em relação as causas dos incêndios florestais no parque para os diferentes meses do ano foram possíveis inferir diferenciadas causas humanas e naturais. Pontualmente no setor central do parque nos meses de janeiro a março os incêndios florestais devem ser predominantemente causados pela causa natural por descargas elétricas (raios), devido ser o período mais chuvoso do ano. No setor sul do parque nos meses de abril a junho os incêndios podem ocorrer por causas

humanas, principalmente pelo fogo para recreação e fumantes, por causa da intensificação da pesca no rio Paraná. No setor central do parque em agosto e setembro os incêndios florestais indicam ser causados por incendiários, em razão das condições climáticas ser mais favoráveis as ocorrências de queimadas. Nos setores central e sul nos meses de outubro a dezembro os incêndios florestais apontam causas diversas, podendo ser uma mistura de causas, sendo predominantemente por incendiários em outubro e novembro (meses ainda mais secos) e por raios em dezembro (aumento das chuvas).

Cabe destacar, que das identificações das causas de incêndios florestais entre 2000 e 2015 realizada pelo ICMBio (2015), 53% foram por causas antrópicas, 15% por causas naturais (raios) e 32% por causas não conhecidas. Koproski (2005) analisou para os anos de 1999 a 2003 as causas dos incêndios florestais no PNIG e verificou predominância das ocorrências pelas causas antrópicas, principalmente por incendiários e poucos casos por descargas elétricas. A identificação da causa do incêndio florestal deve ser feita em campanha de campo, observando o local de origem do fogo logo após a sua ocorrência, caso contrário, é muito difícil descobrir sua causa. Ressalta-se, que a discriminação das causas dos incêndios florestais por produtos de sensoriamento remoto é um desafio.

Adicionalmente, os incêndios florestais causados por incendiários têm sido os mais frequentes no Brasil (SOARES; SANTOS 2002), assim como para as UCs. Por exemplo, no Parque Nacional da Serra da Canastra (RIBEIRO, LIMA e SIQUEIRA, 2002) e no Parque Nacional da Chapada Diamantina (MESQUITA et al., 2011). Também, os incendiários lideram as causas de ocorrências de incêndios florestais na Europa (VÉLEZ, 2000) e Estados Unidos da América (PAUSAS et al., 2004).

A respeito da relação dos incêndios florestais e precipitação, Vosgerau (2005) salienta que no Paraná as maiores ocorrências de incêndios florestais têm sido nos meses de julho, agosto e setembro, que correspondem as menores médias de precipitação do estado. Assim como, as maiores ocorrências de incêndios florestais no Brasil se concentram nos meses de julho a outubro, que coincide com o período seco do ano para a maior parte do território nacional (SANTOS et al., 2014). No período de julho a setembro a comunidade rural utiliza o fogo como ferramenta de manuseio do terreno, como para limpeza ou rebrota da vegetação. Dessa forma, o maior acúmulo de incêndios em agosto e setembro no PNIG foram vinculados tanto ao favorecimento das

condições climáticas (baixa precipitação), quanto por ser o período que a comunidade rural usa o fogo para diversas atividades.

Em relação aos incêndios florestais e o níveis de água do rio Paraná, nota-se que as maiores ocorrências de incêndios foram em baixos níveis de água, que se associam ao período que as águas estão confinadas no canal fluvial. No delta do Okavango (África) situada em mesma faixa latitudinal que o PNIG, mostrou que as maiores ocorrências de incêndios florestais foram em baixos níveis de água do rio homônimo, devido não ocorrer inundações, e foram raros os incêndios florestais em níveis de água altos (HEINL et al., 2006). Desse modo, a variação do nível de água do rio é um fator importante nas ocorrências de fogo, porém apenas esse fator não foi suficientemente capaz de explicar sozinho as variações espaciais e temporais dos incêndios florestais.

5.2 Eficiência dos produtos orbitais para detecção de queimadas

Para detectar as queimadas foram testados produtos de sensoriamento remoto, a fim de utilizar o produto com maior eficiência para o mapeamento das áreas queimadas na série temporal desse trabalho. Pelas bandas espectrais do vermelho, infravermelhos próximo e médio (bandas 3, 4 e 7 do *Landsat 5/TM*, respectivamente), a região do infravermelho próximo apresentou maior eficiência em relação as regiões do vermelho e infravermelho médio.

Embora o infravermelho próximo (banda 4) possua grande potencial para discriminar queimadas, essa banda apresenta elevada absorção da REM pelo corpo de água, que está presente de forma extensa no parque, e portanto, promove confusão no mapeamento das áreas queimadas. Esta confusão também foi evidenciada por Lasaponara (2006) e Stroppiana et al. (2009) em regiões do Mediterrâneo. A região do vermelho (banda 3) isolada não mostrou eficiência na detecção de áreas queimadas em relação aos outros objetos, resultado encontrado nos estudos de Pereira (1999) e Veraverbeke et al. (2012). Também, apenas a região do infravermelho médio (banda 7) não foi eficiente para discriminar áreas queimadas.

O índice de vegetação NDVI apresentou um bom resultado para detectar as áreas queimadas, porém mostrou confusão com os corpos de água, tornando-se menos atrativo para ser utilizado na área de estudo desse trabalho. A dificuldade em identificar áreas queimadas em relação a corpos de água também foi encontrada para um setor do Pantanal (GONÇALVES; SOUZA

JUNIOR; MORELLI, 2006). Desse modo, o índice NDVI não é o mais adequado para detecção de queimadas em áreas úmidas. No entanto, em áreas mais secas, como no bioma de Cerrado foram verificados resultados satisfatórios do NDVI para detecção das queimadas (PEREIRA et al., 2015; COUTINHO et al., 2016; PRUDENTE; ROSA, 2016).

Por sua vez, o NBR mostrou resultado satisfatório na detecção das áreas queimadas e foi o escolhido para o mapeamento das queimadas na série temporal de 1985 a 2016, devido ser menos complexo que a técnica MLME. Assim, o índice NBR apresentou bom desempenho na discriminação de queimadas em áreas úmidas. De mesma forma, estudos com base no NBR encontraram resultados satisfatórios para mapear queimadas em áreas mais secas (DEPRÁ et al., 2012; STROPPIANA et al., 2012). Em detalhe, Escuin, Navarro e Fernández (2008) utilizaram imagens *Landsat 5/TM e 7/ETM+* para mapear áreas queimadas em florestas de pinos e mista, na região sudoeste da Espanha, e evidenciaram que o índice NBR foi o mais sensível na detecção das queimadas em relação à outros índices, como o NDVI. Semelhante resultado foi encontrado por Cardozo et al. (2011), com base em imagens *Landsat 5/TM* na região do Cerrado, salientando que o índice NBR tem bom desempenho na detecção e caracterização da intensidade da queimada.

Por fim, a técnica MLME também foi eficiente para detectar áreas queimadas em relação dos outros objetos da imagem. Não foi aplicado para o mapeamento das queimadas da série temporal analisada, devido possuir equação mais complexa e necessitar de maior quantidade de bandas espectrais (p.e. 1 a 5 e 7 do *Landsat 5/TM*), do que o índice NBR. No entanto, estudos nos biomas de Cerrado e Amazônico evidenciaram ser eficiente a técnica MLME no mapeamento de queimada (QUITANO et al., 2011; CARDOZO et al., 2013). Ressalta-se alguns estudos, Silvério et al. (2014) com base em imagens *Landsat 5/TM* nos anos de 2000 a 2013, na região da Serra de São José no estado de Minas Gerais (MG), aplicaram o MLME (IF queimada) para mapear queimadas, obtendo bons resultados. Também, Soares, Batista e Pereira (2015) utilizaram o IF queimada no mapeamento das queimadas em Unidades de Conservações em MG e verificaram bom desempenho, porém apresentou pontualmente erros de falsos positivos sobre superfícies de água e de sombras de nuvens.

5.3 Mudanças históricas das queimadas no parque

A análise temporal da dinâmica de queimadas mostrou mudanças para os períodos pré (1985 a 1997) e pós parque (1998 a 2016). O número de polígonos queimados, frequência e intervalo de retorno médio foram os descritores que revelaram as mudanças nesses períodos. No período pré parque ocorreu maior quantidade de polígonos de queimadas (média de 100 para cada ano) com tamanhos variando predominantemente entre 4 a 200 ha, enquanto no período pós parque apresentou menor quantidade de polígonos (média de 10 para cada ano), mas com áreas superiores a 200 ha. Desse modo, no período pré parque as queimadas foram mais fragmentadas devido serem utilizadas para renovação da pastagem e limpeza do terreno, e assim, ocorriam de modo controlado (GODOY, 2001). No período pós parque, ocorreu acúmulo da biomassa da vegetação fotossinteticamente ativa e senescente, que favoreceu as ocorrências de queimadas extensas sem controle. O ICMBio (2008) relatou que extensas áreas foram queimadas de forma ilegal para exploração da *Pfaffia glomerada* (ginseng-brasileiro), a fim de facilitar a extração das suas raízes. No entanto, no final da década de 2010 essa prática foi deixada de ser observada, devido a intensificação da fiscalização no parque (ICMBIO, 2015).

A frequência de queimadas aumentou no setor central do parque no período pós parque (5 e 6 vezes), se manteve semelhante ao período pré parque em partes dos setores norte e sul (1 a 3 vezes). Também, no período pós parque houve aumento das áreas sem queimadas, principalmente nos setores norte e sul, além de partes na planície de inundação, que mostra certa eficiência da fiscalização e manejo ambiental do parque. A frequência de queimadas de 5 e 6 vezes no setor central do parque é elevada para o período pós parque (19 anos). Em outros ambientes úmidos menores frequências de queimadas foram encontradas, como no delta do Okavango (África) que entre 1989 e 2003 (14 anos) apresentou frequência predominante de 1 a 3 vezes (HEINL et al., 2006) e na planície de inundação que faz parte do Parque Nacional de Kakadu (Austrália) entre 1980 e 2001 (21 anos) frequência predominante entre 2 e 4 vezes (EDWARDS et al., 2003).

O intervalo de retorno médio das queimadas no período pós parque aumentou para a cada 3 e 4 anos no setor central do parque, enquanto nos setores norte e sul do parque esse intervalo foi predominante a cada 6 anos ou maior intervalo. Portanto, no período pós parque a recorrência das queimadas foi maior no seu setor central, mostrando intensa atividade de fogo, e nos setores norte e sul a recorrência de queimada foi menor (a cada 9 anos ou maior tempo) em relação ao período pré parque. Para comparação, a recorrência de queimadas (a cada 3 e 4 anos no setor central

do parque) do período pós parque (19 anos) foi maior do que no delta do Okavango, que possui intenso uso do solo do delta e entorno, e mostrou intervalo de retorno médio a cada 6 anos, considerando a série temporal de 1989 a 2003 (14 anos) (HEINL et al., 2007).

Cabe destacar que as áreas queimadas não mostraram significativas reduções no período pós parque (ver Figura 4.13). No entanto, em outros estudos de queimadas em UCs, como no Parque Nacional da Chapada da Diamantina (BA) e no Parque Nacional da Serra do Cipó (MG), após as suas criações na década de 1980, ocorreram grandes variações nas extensões de áreas queimadas até a década de 2010 (RIBEIRO; FIGUERIA, 2011; MESQUITA et al., 2011). Após as criações dessas UCs, levou-se um tempo de 10 a 15 anos para apresentar tendência de diminuição das áreas queimadas. Para o PNIG com um período de 15 anos após a sua criação (ano de 2012) foi possível observar uma ligeira tendência de diminuição das áreas queimadas, porém para confirmar essa tendência será necessário um maior tempo de monitoramento.

As variações das áreas queimadas no período pós parque provavelmente ocorreram pela falta de infraestrutura física e humana para promover efetiva proteção ambiental do parque e pela não regularização da situação fundiária (SILVA; BELLINI, 2011). Salienta-se, que nas UCs do Brasil a situação fundiária não regularizada é predominante, não sendo um caso específico do PNIG, o que causa aumento da pressão antrópica sobre essas áreas.

Diante do exposto, a dinâmica de queimada no período pós parque foi intensificada no seu setor central, porém aumentou as áreas sem queimadas nos setores norte e sul do parque comparado ao período pré parque. É importante frisar que a comparação das séries temporais dos períodos pré (1985 a 1997, 12 anos) e pós parque (1998 a 2016, 19 anos) são diferentes. Portanto, no viés estatístico as diferenças mudanças na dinâmica de queimadas podem ser atribuídas a comparação de diferentes quantidades de anos (12 e 19 anos para os períodos pré e pós parque, respectivamente). Por exemplo, a maior frequência de queimadas no setor central do parque no pós parque (ver Figura 4.15 C) pode estar associado a maior quantidade de anos observados (7 anos a mais que o período pré parque). Assim, para comparação estatística se apenas observado a mesma quantidade de anos do período pré parque, pode ser que a frequência de queimadas no setor central do período pós parque seria a mesma.

Embora foram comparadas séries temporais diferentes nos períodos pré e pós parque, é inegável que ocorreram mudanças na dinâmica de queimadas nesses períodos, o que se esperaria era a redução das áreas queimadas no período pós parque. Portanto, por meio da interpretação

qualiquantitativa das imagens *Landsat* e produtos cartográficos gerados, confirma-se que não houve redução das queimadas no período pós parque, quando comparado com o período pré parque.

Dessa forma, a dinâmica de queimadas no período pós parque aumentou no setor central do parque, que revela problemas de fiscalização e manejo ambiental pela gestão do parque. Portanto, para melhorar a gestão ambiental do parque referente as ocorrências de queimadas recomenda-se: 1) maior fiscalização ambiental do parque e integração dessa fiscalização sobre o rio Paraná; 2) contribuição da população local para proteção dos recursos naturais.

A fiscalização ambiental do parque não foi eficiente para promover a diminuição das áreas queimadas, embora seja reconhecido que há limitados recursos humanos e financeiros para essa finalidade. Cabe destacar, que ocorre fiscalização mais intensa no parque nos finais de semana, devido a presença de turistas (SILVA; BELLINI, 2011). É obvio que o aumento da fiscalização contribui para inibição das ocorrências de queimadas no parque. No entanto, essa fiscalização deveria ocorrer de forma contínua e conjuntamente com a fiscalização do rio Paraná. Esse rio é a principal via de acesso no parque, indicando que principalmente as causas humanas da ignição do fogo ocorram de algum agente que percorreu o rio Paraná. Cabe lembrar, que o rio Paraná não pertencente ao PNIG, e portanto, não é responsabilidade direta dos agentes fiscalizadores do parque.

Destaca-se que no Parque Estadual do Rio do Peixe (SP) o rio homônimo percorre o interior desse parque. No entanto, nesse parque ocorre baixa frequência de queimada, embora seja bastante explorado no entorno da sua área, principalmente por cana-de-açúcar. Em razão disso, o rio do Peixe possui fiscalização eficiente que inibi as ocorrências de queimadas (ESTADO DE SÃO PAULO, 2010). Além disso, fogos por incendiários advindos das áreas adjacentes a esse parque são mais fáceis de identificar o proprietário da terra e aplicar as multas cabíveis.

Adicionalmente, para o PNIG foi observado por Silva e Belline (2011) que a população local (ribeirinhos e ilhéus) contribui com a proteção da vegetação em relação as queimadas. Essas pesquisadoras por meio de entrevistas aos antigos moradores do parque afirmam que a presença deles nas ilhas e planície de inundação inibem a degradação ambiental dessa área. Além disso, os entrevistados afirmam que Ilha Grande é um exemplo que as extensas e frequentes queimadas ocorrem devido à ausência de moradores. Dessa forma, a presença de moradores no parque atua como inibidores de queimadas de grandes extensões, uma vez que, a conservação dos recursos

naturais são vitais para a sobrevivência dessas populações, e desenvolvimento da sociedade como um todo (VENTURI, 2006).

Por sua vez, o PNIG é uma UC de Proteção Integral, em que a legislação ambiental não permite ocupação humana dentro da mesma. No entanto, como observado com a retirada gradativa da população (pós parque) aumentou-se a frequência de queimadas, principalmente no setor central do parque, enquanto no período pré parque as queimadas foram mais fragmentadas e com menor frequência devido um certo controle exercido pela população local.

5.4 Fatores que influenciam as frequentes queimadas

A análise integrada do uso e cobertura da terra, hidroperíodo, VDND e vias de acesso mostrou que as ocorrências de frequentes queimadas possuem influências de todos esses fatores. Pelo fator uso e cobertura da terra, a influência foi positiva nas ocorrências de frequentes queimadas. Assim, a vegetação herbácea com maior inflamabilidade possui maior influência nas frequentes queimadas. Essa influência também foi observada em parques que possuem vegetação rasteira, onde naturalmente possui favorecimento a ocorrência de fogo, como no Parque Estadual do Cerrado (PR) e Parque Nacional de São Joaquim (SC) (KOPROSKI et al., 2011; OMENA et al., 2016).

As vias de acesso influenciaram positivamente nas ocorrências de frequentes queimadas, então, as maiores distâncias perpendiculares dessas vias foram associadas as frequentes queimadas. As menores distâncias em relação as vias de acesso, são principalmente associadas as ignições do fogo, como observado nesse estudo. Outros trabalho em UCs no Paraná demonstraram que próximos as vias de acesso ocorrem o início do fogo, devido a facilidade de acesso pelo homem (KOPROSKI et al., 2011; TETTO; BATISTA e SOARES, 2012). No entanto, mais distantes das vias de acesso ocorrem frequentes queimadas. Isso ocorre devido a forma do parque e pelo sentido de propagação do fogo, para o centro do parque.

O fator hidroperíodo influenciou negativamente nas ocorrências de frequentes queimadas. Assim, áreas com menos inundações favorecem as ocorrências de frequentes queimadas. Essa relação foi observada no estudo de Valente, Latrubesse e Ferreira (2013) na planície de inundação da ilha do Bananal (TO), que verificaram que as áreas menos inundadas com vegetação herbácea tem ocorrências de fogo, principalmente no período mais seco do ano.

Adicionalmente, em áreas inundadas a partir de intermediários níveis de água do rio Araguaia não foram observadas ocorrências de queimadas.

A altura do terreno em relação a drenagem mais próxima (VDND) também influenciou com efeito negativo as ocorrências de frequentes queimadas. Desse modo, os terrenos mais baixos associaram-se as frequentes queimadas. Tal associação foi encontrada por Anderson et al. (2015) em um no estudo preliminar sobre o Parque Nacional do Araguaia (MT e TO), que verificaram associações de recorrentes queimadas entre 2001 e 2011 com os terrenos mais baixos.

O modelo de regressão logística (R^2 de *Nagelkerke*= 0,61 e RMSE= 0,21 ou 16%) foi satisfatório para estimar a probabilidade de frequentes queimadas do PNIG, a partir das influências dos fatores ambientais e antrópicos. A probabilidade de frequentes queimadas por causas humanas/naturais são difíceis de serem estimadas com precisão elevada (p.e. R^2 acima de 0,9), devido as complexas interações entre os fatores ambientais e antrópicos (CHUVIECO et al., 2010). Além disso, é importante destacar que as relações entre as ocorrências de queimadas e os fatores, em geral não são lineares. Portanto, o uso do modelo de regressão é um dos métodos não lineares mais apropriados para análises complexas entre queimadas e os fatores de influencias, como verificado em outros estudos (BEVERLY; HERD; CONNER, 2009; ZHANG; ZHOU, 2010; RODRIGUES, RIVA; FOTHERINGHAM, 2014).

A probabilidade de frequentes queimadas no período pós parque referentes as classes média e baixa situaram-se principalmente nos setores norte e sul do parque. Nesses setores para o manejo de fogo o investimento em recursos físicos (p.e. aceiros) pode ser menor, uma vez que, não possui alta probabilidade de ocorrência de frequentes queimadas. A classe alta de probabilidade das frequentes queimadas mostrou-se predominantemente no setor central do parque. Desse modo, o setor central do parque deve ser a área prioritária para melhorar o manejo de fogo do parque.

No manejo do fogo no setor central do parque deve-se melhorar as abordagens de fiscalização, prevenção e combate ao fogo. Portanto, sugere-se a implantação e manutenção de aceiros predominantemente no setor central do parque, a fim de inibir extensas queimadas. Também, aumentar a quantidade de pessoas para atuar no combate dos incêndios durante todo o ano, não apenas no período mais seco (KOPROSKI, 2009).

Outras alternativas para corroborar com o manejo de fogo do parque consiste na implementação de placas que indicam a probabilidade de ocorrências de frequentes queimadas, a partir do produto cartográfico gerado nessa tese (Figura 4.28), como meio de aviso para as pessoas

que estão no parque. Além disso, continuar a insistir na educação ambiental da população da região do parque e visitantes, pois é por meio da educação que muda-se a cultura do uso do fogo. Caso não seja melhorado o manejo de fogo no setor central do PNIG, as queimadas continuam como uma ameaça a proteção dos recursos naturais.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Essa pesquisa foi motivada pela hipótese que a criação do PNIG em 1997 (pós parque) contribuiu para redução das áreas queimadas, comparado com as queimadas ocorridas no período anterior a sua criação (pré parque). A partir dos resultados obtidos a hipótese não foi comprovada. Assim, mesmo que os setores norte e sul do parque apresentaram diminuição da dinâmica de queimadas, o setor central do parque que abrange mais de 50% do mesmo, intensificou sua dinâmica de queimadas. Dessa forma, considerando todo o parque, após a sua criação não houve expressiva redução das áreas queimadas, assim como, diminuição da frequência e intervalo médio de retorno das queimadas, quando comparado ao período anterior a sua criação.

Dos objetivos específicos postulados, conclui-se que a variação espacial e temporal dos incêndios florestais mostrou que a ignição do fogo tem forte relação com a vegetação com maior inflamabilidade e próxima as vias de acesso. Também, os incêndios florestais ocorrem principalmente em agosto e setembro, que possuem baixas precipitações anuais e níveis de água do rio Paraná. O índice de vegetação NBR foi eficiente para detectar áreas queimadas no parque em relação as bandas espectrais, índice NDVI e técnica MLME, e foi utilizado na reconstrução histórica de áreas queimadas entre 1985 e 2016. Houve mudanças históricas da dinâmica de queimadas nos períodos pré e pós parque, caracterizando que a criação do parque não promoveu efetiva redução das queimadas da vegetação, que podem afetar a sua biodiversidade. Os fatores ambientais (hidroperíodo e altura do terreno em relação a drenagem mais próxima, VDND) e antrópicos (uso e cobertura da terra e vias de acesso) possuem respectivamente influencias negativas e positivas em relação as ocorrências de frequentes queimadas. Com base nesses fatores foi gerado um modelo de regressão logística satisfatório para estimar a probabilidade de frequentes queimadas, e então, esse produto contribui no manejo de fogo do parque.

A partir dos resultados da presente pesquisa torna-se necessário que a gestão ambiental do parque aumente a sinergia com as populações locais e outros órgãos governamentais e privados, visando promover a efetiva proteção da vegetação em relação as queimadas. Ao mesmo tempo deve realizar o manejo de fogo no setor central do parque, que foi a área com predominância de alta probabilidade de ocorrências das frequentes queimadas. Essa área deve prioritariamente receber ações de fiscalização e prevenção contra as queimadas. Além disso, recomenda-se que os resultados sobre a dinâmica de queimadas e fatores que influenciam das frequentes queimadas sejam incorporados na atualização do plano de manejo desse parque. Desse modo, subsídios

técnico-científicos contribuem para melhora da proteção do parque frente as queimadas, garantindo a manutenção da biodiversidade.

Os resultados permitiram concluir que a metodologia dessa pesquisa tem potencial para ser utilizada em outros estudos. Tal como, o índice NBR foi eficiente para ser aplicado no mapeamento de queimadas em áreas úmidas. Esse resultado foi muito importante, pois pode ser usado na reconstrução histórica das queimadas de outras áreas úmidas, como no Pantanal e Amazônica, que pouco se conhece sobre as suas dinâmicas de queimadas. Além disso, o modelo de regressão logística mostrou os efeitos positivos e negativos que os fatores ambientais e antrópicos apresentam em relação as ocorrências de frequentes queimadas. Tal abordagem pode ser aplicada para verificar a relação empírica de fatores ambientais e antrópicos com outros objetos da área úmida (p.e. presença ou ausência de perturbação da vegetação natural), auxiliando ou mesmo substituindo a abordagem determinística, que é a mais comum.

Como futuras pesquisas, recomenda-se usar a abordagem desse trabalho para estudar a dinâmica de queimadas da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, a fim de comparação com o PNIG, e assim, se obter uma visão holística das áreas úmidas queimadas do alto curso do rio Paraná. Além disso, a abordagem dessa pesquisa serve de base para outros estudos sobre as dinâmicas de queimadas em áreas úmidas e Unidades de Conservação, que são pouco conhecidas em território brasileiro.

REFERÊNCIAS

ABREU, K. C. et al. Grandes Felinos e o Fogo no Parque Nacional de Ilha Grande, Brasil. **Floresta**, v. 2, n. 34, p. 163-167, 2004.

ALVES, K. A. S.; NÓBREGA, R. S. Uso de dados climáticos para análise espacial de risco de incêndio florestal. **Mercator**, v. 10, n.22, p. 209-219, 2011.

ANDERSON, et al. Integração de dados de chuva, queimadas e modelo digital de terreno para caracterização de áreas complexas com fins de monitoramento operacional. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: SBSR, 2015. p. 4466-4473.

ANDRADE, I. R. A. **O uso de técnicas de sensoriamento remoto na identificação de formas na região de Porto Rico, planície de inundação do Alto rio Paraná MS/PR**. 2008. 72 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

ARAGÃO, L. E. O. C. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, p. 1-5, 2007.

ARAÚJO, M. A.; PINTO-COELHO, R. M. Porque as Unidades de Conservação são precariamente geridas no Brasil? In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. 4., 2004, Curitiba. **Anais...** Curitiba: CBUC, 2004, p. 55-61.

AXIMOFF, I.; RODRIGUES, R. C. Histórico dos incêndios florestais no Parque Nacional do Itatiaia. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 1, p. 83-92, 2011.

AZEVEDO, R. F. A Presença do Ministério Público na Área do Remanescente do Rio Paraná. In: CAMPOS, J. B. (Org.). **Parque Nacional de Ilha Grande: re-conquista e desafios**. 2º ed. Maringá: IAP, 2001.

BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.58, p.12-23, 2000.

BACANI, V. M. Geoprocessing applied to risk assessment of forest fires in the municipality of Bodoquena, Mato Grosso do Sul. **Floresta**, v. 40, n. 6, p. 1003-1011, 2016.

BANSKOTA, A. et al. Forest monitoring using landsat time-series data – A review. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 40, n. 5, p. 362-384, 2014.

BEVERLY, J. L.; HERD, E. P. K.; CONNER, J. C. R. Modelling fire susceptibility in west central Alberta, Canada. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1465-1478, 2009.

BOSERUP, E. **The conditions of agricultural growth: the economics of agrarian change under population pressure**. Chicago: Aldine Publishing Company, 1965. p. 124.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth System. **Science**, v. 324, p. 48-484, 2009.

BRADSTOCK, R. A.; KENNY, B. J. An application of plant functional types to fire management in a conservation reserve in southeastern Australia. **Journal of Vegetation Science**, v.14, p. 345-354, 2003.

BRASIL. **Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>. Acesso em: 22 dez. 2016.

BROWN, A. A.; DAVIS, K. P. (Ed.). **Forest fire: control and use**. New York: McGraw Hill Book, 1973.

CABÁN, A. G. Situação atual do fogo no mundo. In: III SIMPÓSIO SUL-AMERICANO E VII REUNIÃO TÉCNICA CONJUNTA FUPEF/SIF/IPEF. 3., 2004, Curitiba, **Anais...** Curitiba: SSA, 2004.

CADASTRO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (CNUC). **Dados consolidados das Unidades de Conservação do Brasil**. 2017. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados>>. Acesso em: 17 mar. 2017.

CAMPOS, J. B. (Org.). **Parque Nacional de Ilha Grande: re-conquista e desafios**. 2º Ed. Maringá: IAP, 2001. 118 p.

CAMPOS, J. B.; AGOSTINHO, A. A. Corredor de fluxo de biodiversidade do rio Paraná: uma proposta de integração e proteção ambiental de ecossistema ameaçado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: CBUC, 1997. p. 645-657.

CAMPOS, J. B.; COSTA FILHO, L. V (Ed.). **Proposta técnica para a implantação da área de proteção ambiental da Ilha Grande**. Maringá: SEMA/IAP, 1994, 54 p.

CARDOSO, F. S. et al. Análise do uso do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) para o mapeamento das áreas queimadas no Estado de Rondônia no ano de 2010. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., Foz de Iguaçu. 2013. **Anais...** Foz de Iguaçu: SBSR. 2013. p. 7265-7272.

CARDOSO, F. S. et al. Avaliação de áreas queimadas a partir dos índices espectrais NDVI e NDBR. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., Curitiba. 2011. **Anais...** Curitiba: SBSR. 2011. p. 7950-7957.

CASTRO, H. A.; GONÇALVES, K. S.; HACON, S. S. Tendência da mortalidade por doenças respiratórias em idoso e as queimadas no estado de Rondônia/Brasil - período entre 1998 e 2005. **Ciência & Saúde Coletiva**. v. 14, n. 6, p. 2083-2090, 2009.

CHIVIAN, E.; BERNSTEIN, A. (Ed.). **How human health depends on biodiversity**. England: Oxford University, 2008.

- CHUVIECO, E. et al. Development of framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 46-58, 2010.
- CHUVIECO, E.; CONGALTON, R. G. Application of remote sensing and geographic information systems to forest fire hazard mapping. **Remote Sensing of Environment**, v. 29, p. 147-159, 1989.
- CIPRIANI, H. N. et al. Fire risk map for the Serra de São Domingos Municipal Park, Poços de Caldas, MG. **Cerne**, v.17, n. 1, p. 77-83, 2011.
- COCHRANE, M. A. (Ed.). **Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics**. New York: Springer Berlin Heidelberg, 2009. 696 p.
- CONGALTON, R. G. An review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 49, n. 12, p. 1671-1678, 1991.
- COUTINHO, M. A. N. et al. Análise comparativa dos índices de vegetação NDVI, SAVI, RATIO e IAF para identificação de queimadas. **Cad. Ciên. Agrá**, v. 8, n. 1, p. 70-81, 2016.
- CREMON, E. H. **Leques aluviais na calha do rio Paraná: morfometria e relações geomorfológicas**. 2009, 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Geografia) - Departamento de Geografia. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.
- DEAN, W. (Ed.). **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.
- DEPRÁ, B. et al. Identificação de queimadas nos campos de cima da Serra, RS, através dos índices NDVI e NBR. In: III SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOMÁTICA. 3., Presidente Prudente. 2012. **Anais...** Presidente Prudente: SBG. 2012. p. 199-202.
- EDWARDS, A. et al. Monitoring the impacts of fire regimes on vegetation in northern Australia: an example from Kakadu National Park. **International Journal of Wildland Fire**, v. 12, p. 427-440, 2003.
- ESCUIN, S.; NAVARRO, R.; FERNÁNDEZ, P. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from Landsat TM/ETM images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 4, p. 1053-1073.
- ESTADO DE SÃO PAULO. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio do Peixe**. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/2012/01/1_Paginas_iniciais1.pdf>. Acessado em: 11 out. 2018.
- FARINHA, M. J. U. S.; SILVA, L. F.; BERNADO, L. V. M. O estado da arte das Unidades de Conservação como instrumento de preservação da Biodiversidade brasileira. **Revista Espacios**, v. 38, p. 1-19, 2017.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de sistema de informações geográficas. **Scientia Forestalis**, v. 53, n. 1, p. 39-48, 1998.

FORNAZARI, T. et al. Variáveis limitantes sobre a detecção de queimadas em imagens Landsat no Parque nacional da Serra do Cipó (MG). In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: SBSR. 2015. p. 4131-4138.

FORTES, E. et al. Anomalias de Drenagem e Controles Morfotectônicos da Evolução dos Terraços do Baixo Curso do Rio Ivinhema - MS. **Geociências (São Paulo)**, v. 26, p. 249-261, 2007.

FRAGAL, E. H.; SOUZA FILHO, E. E.; ALVES, F. C. Relações entre os corpos d'água e planície fluvial do Alto rio Paraná, por meio de mapas de frequência de inundação. In: IX SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 9., 2012, Rio de Janeiro, **Anais...** Rio de Janeiro: SNG. 2012. p. 1-5.

FRAGAL, E. H.; GASPARETTO, N. V. L. Análise comparativa de dados e produtos de sensoriamento remoto com resolução espacial moderada para detecção de áreas queimadas no Parque Nacional de Ilha Grande entre 2007 e 2009. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 37, n. 2, p. 283-302, 2017.

GODOY, A. M. G. Aspectos socioeconômicos da região de Ilha Grande. In: CAMPOS, J. B. (Org.). **Parque Nacional de Ilha Grande: re-conquista e desafios**. 2º Ed. Maringá: IAP, 2001.

GONÇALVES, C. N. et al. Recorrência dos Incêndios e fitossociologia da vegetação em áreas com diferentes regimes de queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1 n. 2, p. 161-179, 2011.

GONÇALVES, D. A.; SOUZA JUNIOR, W. C.; MORELLI, F. Identificação e delimitação de áreas queimadas no Pantanal. In: I SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIA NO PANTANAL, 1., Campo Grande. 2006. **Anais...** Campo Grande: SGP. 2006. p. 622-627.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **A primer of ecological statistics**. Sunderland: Sinauer Associates. 2004. 510 p.

HEINL, M. et al. Interaction between fire and flooding in a Southern African floodplain system (Okavango Delta, Botswana). **Landscape Ecology**, v. 21, p. 699-709, 2006.

HEINL et al., Fire activity on drylands and floodplains in the southern Okavango Delta, Botswana. **Journal of Arid Environments**, v. 68, p. 77-87, 2007.

HOSMER, D. W.; LEMESHOW, S. **Applied logistic regression**. New York: John Wiley and Sons. 2. Ed. 2000. 369p.

HUECK, K (Ed.). **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Polígono, 1972, 466 p.

HUETE, A. R. Remote Sensing for Enviromental Monitoring. In: ARTIOLA, J. F.; PEPPER, I. L.; BRUSSEAU, M. (Ed.). **Enviromental Monitoring and Characterization**. San Diego: Elsevier, 2004, p. 183-206.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Cartas Climáticas do estado do Paraná**. 2000. Disponível em: <http://www.pr.gov.br/iapar/sma/Cartas_Climáticas/Cartas_Climáticas.htm>. Acesso em: 5 jan. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2012. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2016.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Plano de Manejo: Parque Nacional de Ilha Grande**. 2008. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-anejo/parna_ilha_grande_pm.pdf>. Acesso em: 05 jul. 2015.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Plano operativo de prevenção e combate aos incêndios florestais do Parque Nacional de Ilha Grande – PR/MS**. 2015. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br>. Acesso em: 05 jul. 2015.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres**. Tradução: Epiphany, José Carlos Neves, Formaggio, Antonio R. Santos, Athos R. Rudorff, Bernardo F. T. Almeida, Cláudia M. Galvão, Lênio S. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

JENSEN, S. E.; McPHERSON, G. R (Ed). **Living with Fire: fire ecology and policy for the twenty-first century**. California: University of California, 2008. 193p.

KEY, C. H.; BENSON, N. C. Landscape assessment: Ground measure of severity, the composite burn index; and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. **FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system**. USDA Forest Service General Technical Report, 2006.

KOMAREK, E. V. Ancient Fires. In: TALL TIMBERS FIRE ECOLOGY CONFERENCE. 1972, Lubbock. **Proceedings...** Lubbock: TTFEC. 1972. p. 219-240.

KOPROSKI, L. **O fogo e seus efeitos sobre a herpeto e a mastofauna terrestre no Parque Nacional de Ilha Grande (PR/MS), Brasil**. 2005, 14 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

KOPROSKI, L. Efeitos do fogo sobre répteis e mamíferos. In: SOARES, R. V.; BATISTA, A. C.; NUNES, J. R. S. (Org.) **Incêndios florestais no Brasil: o estado da arte**. Curitiba: Editora UFV, 2009. p. 133-156.

KOPROSKI, L. et al. Modelo de zoneamento de risco de incêndios para unidades de conservação brasileiras: o caso do Parque Estadual do Cerrado (PR). **Revista Floresta**, v. 41, n. 3, p. 551-562, 2011.

- KOZLOWSKI, T. T (Ed). **Fire and Ecosystems**. New York: Academic Press, 1974, 542 p.
- KRAAIJ, T. Changing the fire management regime in the renosterveld and lowland fynbos of the Bontebok National Park. **South African Journal of Botany**, v. 76, p. 550-557, 2010.
- KRUSCHE, A.V. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Rev. Acta Amazônica**. v. 35, p.197-205, 2005.
- LASAPONARA, R. Estimating spectral separability of satellite derived parameters for burned areas mapping in the Calabria region by using SPOT-vegetation data. **Ecological Applications**, v. 196, p. 265-270, 2006.
- LELI, I. T. **Gênese, evolução e geomorfologia das ilhas e planície de inundação do Alto rio Paraná, Brasil**. 2015, 129 f. Tese (Doutorado em Geociência) – Instituto de Geociência e Ciência Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2015.
- LIMA, A. **Aplicação de Geoprocessamento na análise da representatividade do sistema de Unidades de Conservação no estado do Mato Grosso**. 2008. 154 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Divisão de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 2008.
- LIMA, A. et al. Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon. **Applied Geography**, v. 34, p. 239-246, 2012.
- LOMBARDI, R. J. R. **Estudo da recorrência de queimadas e permanências de cicatrizes do fogo em áreas selecionadas do Cerrado brasileiro, utilizando imagens TM/Landsat**. 2005, 174, f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Divisão de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005.
- LOVELAND, T. R.; DWYER, J. L. Landsat: building a strong future. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 22 - 29, 2012.
- MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. 2º Ed. Rio de Janeiro: Olympio, 1981. 450 p.
- MARTÍNEZ, J.; VEGA-GARCIA, C.; CHUVIECO, E. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 1241-1252, 2009.
- MCNEELY, J. A. et al. The values of biological diversity. In: MCNEELY, J. A (Ed.). **Conserving de world's biological diversity**. Washington: IUCN, 1990. p. 25-35.
- MEFFE, G. K.; CARROL, R. **Principles of conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 1994.
- MESQUITA, F. W. et al. Histórico dos incêndios na vegetação do Parque Nacional da Chapada Diamantina, entre 1973 e abril de 2010, com base em Imagens Landsat. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 2, p. 218-246, 2011.

MICELI, B. S. et al. Avaliação vertical de Modelos Digitais de Elevação (MDEs) em diferentes configurações topográficas para médias e pequenas escalas. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 1, p. 191-201, 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira**: Atualização Portaria MMA no. 09 de 23 de janeiro de 2007. 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf>. Acesso em: 22 maio 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Reserva da Biosfera**. 2004 Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga/reserva-da-biosfera>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

MONTANHER, O. C.; FRAGAL, E. H. Aplicação de dados radiométricos TM5 na análise da vegetação após incêndio em área alagável e relação com a geomorfologia. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 65/1, p. 111-122, 2013.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). **NASA images gallery**. Disponível em: <<https://modis.gsfc.nasa.gov/gallery/>>. Acesso em: 30 set. 2017.

NASCIMENTO, L. F. C.; MEDEIROS, A. P. P. Admission due to pneumonia and biomass burning: a spatial approach. **Jornal de Pediatria**, v. 88, n. 2, p. 177-183, 2012.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). **National Centers for Environmental Information**. Disponível em:<<https://www.ncdc.noaa.gov/data-access/satellite-data/satellite-imagery>>. Acesso em: 30 set. 2017.

OLIVEIRA, D. S. et al. Zoneamento de risco de incêndios florestais para o estado do Paraná. **Floresta**, v. 34, p. 217-221, 2004.

OLIVEIRA, D. S.; BATISTA, A. C.; MILANO, M. S. Fogo em Unidades de Conservação. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. 2., 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: CBUC. 2000. p. 200-207.

OMENA, M. T. R. N. et al. Zoneamento do risco de incêndio florestal para o Parque Nacional de São Joaquim – SC. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 2, p. 173-186, 2016.

PAUSAS, J. G. et al. The GCTE (Global Change of Terrestrial Ecosystems) Fire Network. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. **Ecology**, v. 85, n. 4, p. 1085–1100, 2004.

PEREIRA, A. A. et al. Avaliação de nove índices espectrais quanto a separabilidade entre queimadas e diferentes alvos. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., João Pessoa. 2015. **Anais...** João Pessoa: SBSR. 2015. p. 3105-3112.

PEREIRA, A. A. et al. Frequência espaço-temporal dos focos ativos em Minas Gerais durante o período de 1999 a 2009. **Cerne**, v. 20, n. 3, p. 459-469, 2014.

- PEREIRA, M. C.; SETZER, A. W. Spectral characteristics of fire scars in Landsat-5 TM images of Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 11, p. 2061-2078, 1993a.
- PEREIRA, M. C.; SETZER, A. W. Spectral characteristics of deforestation fires in NOAA/AVHRR images. **International Journal Remote Sensing**, v. 14, n. 3, p. 583-597, 1993b.
- PEZZOPANE, J. E. M.; OLIVEIRA NETO, S. N.; VILELA, M. F. Risco de incêndios em função da característica do clima, relevo e cobertura do solo. **Floresta e Ambiente**, v. 8, n. 1, p. 161-165, 2001.
- PIOVESAN, J. C. et al. Processos ecológicos e a escala da paisagem como diretrizes para projetos de restauração ecológica. **Revista CAITITU**, n. 1, p. 57-72, 2013.
- PIROMAL, R. A. S. et al. Utilização de dados MODIS para detecção de queimadas na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 77-84, 2008.
- PONTIUS, R. G.JR.; MILLONES, M. Death to kappa: bith of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407-4429, 2011.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos: Parente, 2007.
- PRIORI et al. **História do paraná: séculos XIX e XX**. Maringá: Eduem, 2012.
- PRUDENTE, T. D.; ROSA, R. Análise dos incêndios florestais e variação temporal do NDVI no município de São Valério - TO. **Revista Formação**, v. 2, n. 23, p. 271-286, 2016.
- PYNE. S. J. Fire and Life. In: PYNE. S. J. (Ed.) **Introduction to wildland fire: Fire Management in the United States**. USA: Wiley - Interscience, 1984. p. 177-221.
- QUEIROZ, H. L. A Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 183-203, 2005.
- QUINTANO, C. et al. Aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral para o mapeamento de quemadas no parque Nacional das Emas. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., Curitiba. 2011. **Anais...** Curitiba: SBSR. 2011. p. 7910-7917.
- QUINTERO, C. P.; AZOFEIFA, A. S.; SANTO, M. M. E. Monitoring deforestation with MODIS actives Fires in Neotropical dry forest: an analysis of local-scale assessments in Mexico, Brazil and Bolivia. **Journal of Arid Environmental**, v. 97, p. 150-159, 2013.
- RAMSAR. **Resolution IX.4: Wetlands and poverty reduction**. 2005. Disponível em: <http://archive.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-resol-resolution-ix-14/main/ramsar/1-31-107%5E23485_4000_0__>. Acesso em: 22 maio 2017.

RAMSEY, G. S.; HIGGINGS, D. G. **Canadian forest fire statistic**. Ontario: Canadian Forest Service, 1981. 71p. (Information Report PI-X-9).

RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA (RBMA). **Reserva da Biosfera da Mata Atlântica Fase VI / 2008**. 2008. Disponível em: <<http://www.rbma.org.br>>. Acesso em: 07 mar. 2017.

RIBEIRO, G. A.; LIMA, G. S.; SIQUEIRA, L. O Parque Nacional da Serra da Canastra e a Ocorrência de Incêndios Florestais. In: III CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 3., Fortaleza. 2002. **Anais...** Fortaleza: CBUC. 2002. p. 473-479.

RIBEIRO, H. Queimadas de cana-de açúcar no Brasil: efeitos à saúde respiratória. **Saúde Pública**, v. 42, p. 370-376, 2008.

RIBEIRO, M. C.; FIGUEIRA, J. E. C. Uma abordagem histórica do fogo no Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais - Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 2, p.212-227, 2011.

ROCHA, P. C. **Dinâmica dos Canais no Sistema Rio-Planície Fluvial do Alto Rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico – PR**. 2002. 169 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.

RODRIGUES, E.; MORRIS, C. S.; BELZ, J. E. A global assessment of the SRTM performance. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 72, n.3, p. 249-360, 2006.

RODRIGUES, M; RIVA, J.; FOTHERINGHAM, S. Modeling the spatial variation of the explanatory factors of human-caused wildfires in Spain using geographically weighted logistic regression. **Applied Geography**, v. 48, p. 52-36, 2014.

ROUSE, J. W; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: Earth Resources Technology Satellite – 1 Symposium, n. 3, 1973. **Proceedings...** Washington: ETS. 1973. p. 309 - 317.

SAMPAIO, O. B. O impacto dos incêndios florestais nas Unidades de Conservação brasileiras. In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P.; MÜLLER, C. R. C (Org.). **Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006, p. 138-152.

SANTOS, M, L. **Estratigrafia e evolução do sistema siliciclástico do rio Paraná no seu curso superior: ênfase à arquitetura dos depósitos, variação longitudinais das fácies e processos sedimentares**. 1997. Tese (Doutorado em Geociências), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

SANTOS, P. R. et al. Análise da frequência da incidência de queimadas na América do Sul para o período de 2000 a 2012. **Revista Territorium Terram**, v. 02, n. 04, p. 101-112, 2014.

SCHULLERY, P.; WHITTLESEY, L. **Myth and History in the creation of Yellowstone National Park**. Nebraska: University of Nebraska, 2003. 125 p.

SETZER, A. W. Representatividade e limitações dos dados da detecção orbital de queimadas do INPE. In: III CONFERÊNCIA CIENTÍFICA DO LBA – EXPERIMENTO DE GRANDE ESCALA DA BIOSFERA-ATMOSFERA NA AMAZÔNIA, 3., Brasília. 2004. **Anais...** Brasília, p. 79.

SHIMABUKURO, Y. E.; NOVO, E. M.; PONZONI, F. J. Índice de vegetação e Modelo Linear de Mistura Espectral no monitoramento da região do Pantanal. **Pesq. Agropec. Bras.** v. 33. p. 1729-1737, 1998.

SILVA, C.A. **Área de proteção ambiental das ilhas e várzeas do rio Paraná: aspectos da história ambiental e social de uma unidade de conservação brasileira.** 2006. 208 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

SILVA, R. N. C. **As consequências dos incêndios florestais no Parque Nacional de Ilha Grande no município de São Jorge do patrocínio – PR.** 2012. Disponível em: <http://www.diaadiaeducacao.pr.gov.br/portals/cadernospde/pdebusca/producoes_pde/2012/2012_uem_geo_pdp_rosemeire_natalicia_da_costa_silva.pdf>. Acesso em: 06 jul. 2016.

SILVA, C. A.; BELLINI, M. **Área de proteção ambiental das ilhas e várzeas do rio Paraná: uma abordagem socioambiental.** Maringá: Eduem, 2011, 132p.

SILVÉRIO, A. C. M. et al. Análise das áreas queimadas na Serra de São José, São João Del Rei, Minas Gerais. **TERRITORIUM TERRAM**, v. 02, n. 04, p. 113-124, 2014.

SISTEMA DE MONITORAMENTO, PREVENÇÃO E CONTROLE DE INCÊNDIOS FLORESTAIS NA AMAZÔNIA (PROARCO). 2017. **Banco de dados de queimadas.** Disponível em: <<https://prodwww-queimadas.dgi.inpe.br/bdqueimadas/>>. Acesso em: 23 jan. 2017.

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (SNUC). **Lei n. 9.985 de 18 de julho de 2000.** Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/SNUC.pdf>. Acesso em: 05 jul. 2015.

SOARES et al. Ensaio de caracterização do Cretáceo no Estado de São Paulo: Grupo Bauru. **Rev. Bras. Geoc.** v. 10, n. 3, p. 177-185, 1980.

SOARES, R. V. **Incêndios florestais: controle e uso do fogo.** Curitiba: FUPEF, 1985. 213 p.

SOARES, R. V.; SANTOS, J. F. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997. **Floresta**, v. 32, n. 2, Curitiba, jul./dez. 2002. p. 219-232

SOARES, T. B. O.; BATISTA, E. K. L.; PEREIRA, G. Aplicação da Imagem Fração Sombra no mapeamento de áreas queimadas nas proximidades de Áreas Protegidas em Minas Gerais. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., João Pessoa. 2015. **Anais...** João Pessoa: SBSR. 2015. p. 6743-6749.

SOROOSHIAN, S. et al. NOAA **Climate Data Record (CDR) of Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks (PERSIANN-CDR)**. Version 1 Revision 1 [1983-2008]. 2014. NOAA National Centers for Environmental Information, DOI:10.7289/V51V5BWQ.

SOUZA FILHO, E. E. As transformações da calha fluvial do Alto rio Paraná induzidas por barragens. In: PASSOS M. M. (Org.). **A raia divisória São Paulo - Paraná - Mato Grosso do Sul (cenários e cenários)**. São Paulo: Editora Expressão Popular, 2011, p. 167-195.

SOUZA FILHO, E. E. **Aspectos da geologia e estratigrafia dos depósitos sedimentares do rio Paraná entre Porto Primavera (MS) e Guaíra (PR)**. 1993. 233 f. Tese (Doutorado em Geociência) - Instituto de Geociência, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

SOUZA FILHO, E. E. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. **Braz. J. Biol.**, v. 69, n. 2, p. 707-716, 2009.

SOUZA LIMA, G.; RIBEIRO, G. A.; GONÇALVES, W. Avaliação da efetividade de manejo das Unidades de Conservação de Proteção Integral em Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 647-653, 2005.

SOUZA SILVA, P. R. et al. High risk of respiratory diseases in children in the fire period in Western Amazon. **Revista Saúde Pública**, v. 50, p. 1-11, 2016.

STEVAUX, J. C. Climatic events during the Late Pleistocene and Holocene in the upper Parana River: Correlation with NE Argentina in South - Central Brazil. **Quaternary International**, v. 72, p. 73 - 85, 2000.

STEVAUX, J. C. **O rio Paraná: geomorfogênese, sedimentação, e evolução quaternária do seu curso superior (região de Porto Rico, PR)**. 1993, 242 f. Tese (Doutorado em Geociência) - Instituto de Geociência, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

STEVAUX, J. C.; CORRADINI, F. A.; AQUINO, S. Connectivity processes and riparian vegetation of the upper Paraná River, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 46, p. 113-121, 2013.

STEVAUX, J. C.; SOUZA, I. A. Floodplain construction in an anastomosed river. **Quaternary International**, v. 114, p. 55-66, 2004.

STROPPIANA, D. et al. A method for extracting burned areas from Landsat TM/ETM+ images by soft aggregation of multiple Spectral Indices and a region growing algorithm. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 69, p. 88-102, 2012.

TETTO, A. F.; BATISTA, A. C.; SOARES, R. V. Zoneamento de risco de incêndios florestais para a Floresta Nacional de Irati, Estado do Paraná, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 94, p. 259-265, 2012.

TIEPOLO, L. M.; TOMAS, W. M.; LIMA-BORGES, P. A. Levantamento populacional do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha

Grande e entorno: implicações para a conservação. **Iheringia Sér. Zool**, v. 100, p. 111-115, 2010.

TWISP, G. W. **Fire and fuels management: definitions, ambiguous terminology and references**. 2014. Disponível em: <<https://definedterm.com/a/document/11310>>. Acesso em: 21 fev. 2017.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). **The MaB Program. World Network for Biosphere Reserve**. 2008. Disponível em: <www.unesco.org/mab>. Acesso em: 05 jul. 2016.

VALENTE, C. R.; LATRUBESSE, E. M.; FERREIRA, L. G. Relationships among vegetation, geomorphology and hidrology in the Bananal Island tropical wetlands, Araguaia River basin, Central Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, n. 1, p. 1-11, 2013.

VÉLEZ, R. (Ed.). **La defensa contra incêndios forestales: fundamentos y experiencias**. Madrid: McGraw Hill, 2000.

VENTURI, L. A. B. Recurso natural: a construção de um conceito. **GEOUSP – Espaço e Tempo**, n. 09, p. 09-17, 2006.

VERAVERBEKE, S. et al. Illumination effects on the differenced Normalized Burn Ratio's optimality for assessing fire severity. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 12, p. 60-70, 2010.

VOSGERAU, J. L. **Análise dos incêndios florestais registrados pelo corpo de bombeiros no Estado do Paraná no período de 1991 a 2001**. 2005, 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

WULDER, M. A. et al. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. **Remote Sensing of Environmental**, v. 112, p. 955-969, 2008.

XAVIER, E. C. **A efetividade das unidades de conservação na sustentabilidade da paisagem**. 2015. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Núcleo de Pesquisas em limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2015.

ZANI, H. ROSSETTI, D. F. Multitemporal Landsat data applied for deciphering a megafan in northern Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 33, n. 19, p. 6060-6075, 2012.

ZHANG, Z. X.; ZHOU, D. W. Using GIS spatial analysis and logistic regression to predict the probabilities of human-caused grassland fires. **Journal of Arid Environments**, v. 74, p. 386-393, 2010.