ReGeo ISSN: 2177-3246

PROCESSO HIERÁRQUICO ANALÍTICO COMO FERRAMENTA PARA O MONITORAMENTO DE RISCO DE INCÊNDIO NO PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DIAMANTINA

ANALYTIC HIERARCHY PROCESS AS A TOOL FOR FIRE RISK MONITORING IN CHAPADA DIAMANTINA NATIONAL PARK, BAHIA, BRAZIL

PROCESO ANALÍTICO JERÁRQUICO COMO HERRAMIENTA PARA EL MONITOREO DEL RIESGO DE INCENDIO EN EL PARQUE NACIONAL DE LA CHAPADA DIAMANTINA, BAHÍA, BRASIL

https://doi.org/10.56238/revgeov17n10-100

Data de submissão: 14/09/2026 **Data de publicação:** 14/10/2026

Thiago Souza de Alencar Gondim
Mestre em Ciências Ambientais
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: talencar@gmail.com

Washington de Jesus Sant'Anna da Franca Rocha
Doutor em Geologia
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: wrocha@uefs.br

Mariana Martins Medeiros de Santana
Doutora em Ecologia
Instituição: Universidade do Estado do Amapá
E-mail: mariana.medeiros@ueap.edu.br

Luanna Maia Carneiro
Doutora em Geoquímica do Petróleo e Meio Ambiente
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: lmcarneiro@uefs.br

Rodrigo Nogueira de Vasconcelos
Doutor em Ecologia
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: rnv@uefs.br

RESUMO
Os incêndios florestais constituem uma das principais ameaças à conservação da biodiversidade em áreas protegidas de montanha, e o Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD), na Bahia, registra eventos recorrentes de grande extensão. O monitoramento do risco nessas unidades esbarra em duas limitações persistentes: a escassez de estações meteorológicas e a cobertura de nuvens frequente, que reduz a disponibilidade de imagens ópticas. Este artigo avalia a aplicação do Processo Hierárquico Analítico (AHP) à modelagem espacial do risco de incêndio no PNCD entre 2007 e 2011. Foram integradas cinco variáveis — estado da vegetação, estimado pelo Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) derivado de imagens Landsat 5/TM de 30 m; cobertura vegetal; aspecto; declividade; e altitude —, classificadas em cinco níveis de risco e ponderadas por comparação par a

par segundo a escala fundamental de Saaty. A ponderação atribuiu o maior peso ao estado da vegetação (0,476), seguido da cobertura vegetal (0,247), do aspecto (0,146), da declividade (0,090) e da altitude (0,041). Os modelos anuais indicam que o agrupamento Campo, que responde por parcela expressiva da área do Parque, concentra as classes de maior risco, e que 2008 se destaca por um padrão distinto dos demais anos, coincidindo com o evento de fogo que atingiu cerca de 42% da área do Parque. A comparação com focos de calor e com séries de precipitação apoia a coerência dos modelos, embora não constitua validação estatística. O trabalho oferece um procedimento replicável de monitoramento para unidades de conservação com escassez de dados meteorológicos, e seus resultados devem ser lidos como uma linha de base histórica do período analisado.

Palavras-chave: Risco de Incêndio. Processo Hierárquico Analítico. NDWI. Sensoriamento Remoto. Parque Nacional da Chapada Diamantina.

ABSTRACT
Wildfires are among the main threats to biodiversity conservation in mountain protected areas, and Chapada Diamantina National Park (PNCD), in Bahia, Brazil, records recurrent large-extent events. Fire risk monitoring in such areas faces two persistent constraints: the scarcity of weather stations and frequent cloud cover, which limits the availability of optical imagery. This article assesses the application of the Analytic Hierarchy Process (AHP) to spatial fire risk modelling in the PNCD between 2007 and 2011. Five variables were integrated — vegetation status, estimated through the Normalized Difference Water Index (NDWI) derived from 30 m Landsat 5/TM imagery; vegetation cover; aspect; slope; and elevation — classified into five risk levels and weighted by pairwise comparison using Saaty's fundamental scale. Weighting assigned the highest value to vegetation status (0.476), followed by vegetation cover (0.247), aspect (0.146), slope (0.090) and elevation (0.041). The annual models indicate that the Grassland group, which accounts for a substantial share of the Park area, concentrates the highest risk classes, and that 2008 stands out with a pattern distinct from the remaining years, coinciding with the fire event that affected about 42% of the Park. Comparison with hotspot records and rainfall series supports the internal coherence of the models, although it does not constitute statistical validation. The study provides a replicable monitoring procedure for protected areas lacking meteorological data, and its results should be read as a historical baseline for the period analysed.

Keywords: Fire Risk. Analytic Hierarchy Process. NDWI. Remote Sensing. Chapada Diamantina National Park.

RESUMEN
Los incendios forestales constituyen una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad en áreas protegidas de montaña, y el Parque Nacional de la Chapada Diamantina (PNCD), en Bahía, Brasil, registra eventos recurrentes de gran extensión. El monitoreo del riesgo en esas unidades enfrenta dos limitaciones persistentes: la escasez de estaciones meteorológicas y la frecuente cobertura de nubes, que reduce la disponibilidad de imágenes ópticas. Este artículo evalúa la aplicación del Proceso Analítico Jerárquico (AHP) a la modelización espacial del riesgo de incendio en el PNCD entre 2007 y 2011. Se integraron cinco variables — estado de la vegetación, estimado mediante el Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI) derivado de imágenes Landsat 5/TM de 30 m; cobertura vegetal; orientación de las laderas; pendiente; y altitud —, clasificadas en cinco niveles de riesgo y ponderadas por comparación por pares según la escala fundamental de Saaty. La ponderación asignó el mayor peso al estado de la vegetación (0,476), seguido de la cobertura vegetal (0,247), la orientación (0,146), la pendiente (0,090) y la altitud (0,041). Los modelos anuales indican que el agrupamiento Campo, que representa una parte expresiva del área del Parque, concentra las

clases de mayor riesgo, y que 2008 se destaca por un patrón distinto de los demás años, coincidiendo con el evento de fuego que afectó cerca del 42% del área del Parque. La comparación con focos de calor y con series de precipitación respalda la coherencia de los modelos, aunque no constituye una validación estadística. El trabajo ofrece un procedimiento replicable de monitoreo para unidades de conservación con escasez de datos meteorológicos, y sus resultados deben leerse como una línea de base histórica del período analizado.

Palabras clave: Riesgo de Incendio. Proceso Analítico Jerárquico. NDWI. Teledetección. Parque Nacional de la Chapada Diamantina**.**

1 INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais destacam-se por possuírem grande potencial de destruição, o que ameaça a biodiversidade local e causa prejuízos às comunidades que vivem próximas aos locais de ocorrência. O aumento do número de ocorrências de incêndios florestais no mundo, sejam elas em áreas nativas ou em recuperação, se mostram significativos e reforçam os motivos de preocupação com estes eventos. Neste sentido, o número de pesquisas sobre o fenômeno do fogo em ambientes naturais vem crescendo há décadas (Batista, 2000).

De uma maneira geral, o incêndio florestal resulta da expressão de um conjunto de fatores naturais tais como os aspectos climáticos, topográficos e biológicos de uma região. Cada um destes componentes exerce maior ou menor influência sobre o fenômeno, e o conhecimento de sua expressão no risco de incêndio, pode tornar possível a obtenção de previsões mais precisas sobre o fenômeno. A construção de sistemas de avaliação de risco que integrem variáveis do combustível, do relevo e do clima em uma estrutura espacial explícita é, hoje, a abordagem dominante nesse campo (Chuvieco et al., 2010).

Com o aprofundamento da ciência nesta área do comportamento de incêndios naturais, pesquisas realizadas vêm observando que determinadas fisionomias vegetais são mais suscetíveis ao estabelecimento de incêndios. No Brasil, as principais fitofisionomias relacionadas ao fenômeno do fogo são as formações savânicas e campestres do Cerrado, como o campo cerrado, e os campos rupestres (Pivello, 2011); na Caatinga, por sua vez, a ocorrência do fogo está associada sobretudo ao manejo antrópico da vegetação. Em algumas ocorrências destas formações vegetais, é possível observar indícios de que as mesmas possuem relação evolutiva com o fogo a ponto deste desempenhar papel um papel ecológico, fundamental na manutenção da biodiversidade local. No entanto, a proporção tomada pelo aumento de incêndios florestais nos últimos anos tem causado prejuízos de ordem econômica e social, muitas vezes incalculáveis. Desta forma, o planejamento do manejo do fogo em ambientes naturais demonstra-se cada vez mais importante e necessário, mesmo nestas áreas (França *et al*. 2007).

A Chapada Diamantina situa-se na região central da Bahia e é chamada por alguns autores como o coração geográfico do Estado da Bahia (Nolasco *et al*., 2008). Além de belas paisagens, a Chapada Diamantina possui uma vasta diversidade biológica e geológica. Sobre a riqueza mineral, é válido ressaltar seu histórico de exploração de diamante o qual foi responsável por grande desenvolvimento econômico e ocupação da região.

Com o intuito de proteger a riqueza natural da Chapada Diamantina, algumas Unidades de Conservação foram formadas. Destas, a UC mais conhecida é o Parque Nacional da Chapada

Diamantina (PNCD) o qual abrange seis municípios (Andaraí, Ibicoara, Itaetê, Lençóis, Mucugê e Palmeiras) e possui uma extensão de cerca de 150.000ha.

O PNCD apresenta uma cobertura vegetal bastante diversa, abrangendo desde formações florestadas a fisionomias campestres e áreas antropizadas. O Parque possui uma frequência elevada de incêndios. No entanto, registros espaciais e temporais de queimadas só começaram a ser realizados a partir de 2002 pelo IBAMA/ICMBio órgão responsável pela administração do Parque , o que impossibilita uma precisão razoável sobre regime de incêndio na Chapada. Apesar disso, Costa (2011) especula que a cada cinco anos grandes incêndios são registrados, como os ocorridos nas temporadas de 1998, 2003 e 2008. Vale ressaltar que em 2008 ocorreu um grande evento de incêndio que, juntamente com outros eventos menores, foram responsáveis pela queima de cerca 41,93% do Parque (Gonçalves *et al*., 2011).

Com os avanços da tecnologia muitas possibilidades surgiram no que tange a observação de recursos naturais de uma forma mais abrangente. As disciplinas que integram as geotecnologias, tais como o Sensoriamento Remoto (SR) e os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), vêm ganhando espaço no monitoramento de áreas extensas já que proporcionam uma visão abrangente, facilitando a análise e tomada de decisões (Eastman, 2001). Estas tecnologias são altamente flexíveis e possibilitam a geração de modelos espaciais previsionais com base em fatores naturais. O processo de geração de tais modelos é denominado de modelagem ambiental.

A modelagem ambiental resulta em representações abstratas da realidade que proporcionam uma noção do que acontece no mundo real em escala relativa de precisão. Estes produtos podem indicar áreas de vulnerabilidade ambiental referente a diversos fenômenos e aspectos de uma região. Para que um fenômeno seja modelado, o mesmo deve ser conhecido em detalhes para que, a partir do estabelecimento de um modelo conceitual prévio, seja obtido um resultado que reflita o que ocorre na realidade de uma forma precisa (Chen et al., 2001).

Dentre as técnicas de modelagem encontra-se a modelagem espacial. A modelagem espacial consiste em obter produtos cartográficos que delimitam áreas de acordo com um determinado fenômeno/objetivo. Como exemplo pode-se citar risco de contaminação, de desertificação, de propagação dos vetores de doenças e risco de ocorrência de incêndios florestais. Este tipo de modelagem geralmente consiste em selecionar variáveis de acordo com sua influência no objetivo desejado e, a partir disso, atribuir pesos a cada uma delas de acordo com seu respectivo grau de importância. Após esse procedimento, as variáveis são integradas e é obtido um produto cartográfico final. Este produto pode ser então analisado e medidas preventivas podem ser tomadas no intuito de evitar acidentes e desastres naturais.

Para se atribuir os pesos de acordo com a importância de cada fator são diferentes técnicas podem ser empregadas. A variedade de técnicas é grande e envolvem desde a experiência empírica dos profissionais envolvidos até métodos estatísticos baseados em dados pré-existentes (Malczewski, 1999).

O Processo Hierárquico Analítico (AHP) foi introduzido por Saaty (1980) e consiste em um método multicritério que permite modelar dados a partir de conhecimentos prévios sobre um determinado fenômeno. Apesar de trabalhar também com a subjetividade dos usuários ele foi concebido para atenuá-la utilizando métodos de aferição da consistência dos julgamentos. Desta forma, a técnica obtém maior confiança cientifica nos julgamentos feitos sobre cada critério selecionado. Assim, além de proporcionar uma visão global do objetivo, também se tem uma visão e específica, já que permite identificar os pormenores das relações existentes entre os componentes do sistema (Reaziat, 2007).

Diante desse quadro, este artigo tem por objetivo geral avaliar a aplicação do Processo Hierárquico Analítico à modelagem espacial do risco de incêndio no Parque Nacional da Chapada Diamantina, no período de 2007 a 2011, em um contexto de escassez de dados meteorológicos e de cobertura de nuvens frequente.

De modo específico, pretende-se: (i) selecionar e classificar em níveis de risco as variáveis ambientais e topográficas com influência reconhecida sobre o comportamento do fogo; (ii) estabelecer, por comparação par a par, os pesos relativos de cada variável e verificar a consistência dos julgamentos; (iii) gerar os modelos anuais de risco por combinação linear ponderada em ambiente SIG; e (iv) confrontar os padrões obtidos com os registros de focos de calor e com as séries de precipitação disponíveis para o período.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O FENÔMENO DO FOGO E OS INCÊNDIOS FLORESTAIS

Segundo Vasconcelos (2008), o fogo é uma reação química de transformação provocada pela decomposição química da matéria através da ação do calor (pirólise) de materiais combustíveis e inflamáveis, que se processa em alta velocidade, com liberação de energia sob a forma de calor e luz. A reação é iniciada por um processo de absorção de calor dos materiais combustíveis e inflamáveis, passando a exotérmico, mantendo-se através da reação em cadeia.

O IBAMA (2013) afirma que a ocorrência do fogo é conduzida por três fatores que precisam existir simultaneamente: combustível, calor e comburente. O primeiro consiste no material que queima, podendo ser sólidos, líquidos ou gases inflamáveis. O segundo, o calor, é o agente ígneo ou energia de

ativação. O terceiro, o comburente, é representado pelo oxigênio, presente no ar atmosférico, que alimenta a chama. Quando juntos e em condições adequadas, os três elementos podem proporcionar uma reação em cadeia, responsável pela permanência do fogo.

Na literatura, os termos fogo e incêndio são muitas vezes tratados de forma diferenciada sendo o primeiro definido como a combustão sob controle e realizada visando uma ação prevista e desejada e o segundo como o fogo sem controle, que queima algo que não desejamos ou planejamos (IBAMA, 2013).

O conceito de incêndio florestal pode gerar algumas contradições devido à associação do termo às florestas. Entretanto, a literatura apresenta trabalhos que empregam o termo para se referir a um tipo de fogo sem controle, ocorrido em ambientes naturais, podendo ter sido provocado pelo homem ou por fonte natural e que se propaga livremente, consumindo diversos materiais combustíveis existentes em uma formação vegetal (Ramos, 1995; Soares e Batista, 2007).

O fogo é, além de um distúrbio, um processo ecológico que atuou historicamente na seleção de atributos das comunidades vegetais (Whelan, 1995). Segundo Goldammer (1990), a ocorrência do fogo geralmente é relacionada à expansão da atividade humana, porém, sabe-se que muitas comunidades vegetais já convivem com o fogo antes da presença do homem. Em locais onde a ocorrência do fogo é atribuída a fatores naturais os raios são tidos como o principal responsável pela ignição.

2.2 FATORES QUE INFLUENCIAM O COMPORTAMENTO DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS

O comportamento do fogo em ambientes naturais é influenciado por vários fatores. Os materiais combustíveis, fatores climatológicos e topográficos são os principais deles. Estes fatores são responsáveis por definir a ignição do fogo e sua evolução como um incêndio florestal (IBAMA, 2013).

Os materiais combustíveis estão relacionados com o tipo de cobertura vegetal e suas características intrínsecas tais como tamanho, distribuição e o grau de umidade. Segundo Soares (1985) os combustíveis florestais constituem-se como o único dos elementos que se é possível controlar no intuito de prevenir e combater um incêndio florestal.

Os fatores climatológicos afetam o comportamento do fogo alterando o estado dos combustíveis através do aumento de temperatura, agindo no grau de umidade e favorecendo a propagação através da propagação do fogo (Soares e Batista, 1997b).

A topografia interfere direta e indiretamente na formação do fogo. Sua interferência direta refere-se às próprias características de declive e aclive que favorecem a rápida propagação do fogo. Na ação indireta ela é capaz de alterar as características tanto dos combustíveis quanto do clima e consequentemente do risco de incêndio (Soares e Batista, 2007).

2.3 MODELAGEM DE RISCO DE INCÊNDIO

Chen *et al*. (2001) citam que o início e a propagação do fogo em áreas florestais podem ser previstos conhecendo-se os fatores ecológicos, climáticos e humanos que participam do processo. Quando analisados isoladamente, esses fatores não constituem informações suficientes para que as entidades responsáveis pelo combate aos incêndios possam agir de maneira eficaz. No entanto, a integração entre essas informações fornece a situação em que se encontram os fragmentos das fisionomias vegetais, no que diz respeito ao risco de incêndios e permitem fazer simulações sobre seu estado futuro.

A construção de índices de perigo de incêndio a partir de variáveis ambientais combinadas tem precedentes consolidados na literatura ibérica e brasileira (Aranha e Alves, 2001). Análises multicritério compõem um grupo de técnicas empregadas para a tomada de decisão e que foram integradas aos SIGs pela sua versatilidade de uso e confiabilidade. Essa integração foi considerada um avanço em relação ao procedimento convencional de cruzamento de dados cartográfico, principalmente na determinação de áreas prioritárias e de risco (Eastman, 2001; Malczewski, 1999).

A avaliação multicritério é considerada um processo que combina e transforma dados espaciais em mapas finais para análise e decisão, ressaltando que as regras de decisão definem as relações entre os dados de entrada e os mapas finais (Malczewski, 1999).

2.4 PROCESSO HIERÁRQUICO ANALÍTICO (AHP)

O Processo Hierárquico Analítico (AHP) foi um dos primeiros métodos que surgiu dedicado ao tema multicritério e é hoje amplamente utilizado na literatura para diversos fins, inclusive nos estudos que envolvem problemas relacionados a incêndios florestais, incluindo a modelagem espacial de risco em regiões mediterrâneas e tropicais (Sivrikaya e Küçük, 2022). Este método foi desenvolvido por Saaty (1980) e tem como objetivo facilitar a incorporação de considerações qualitativas e subjetivas dentro de fatores quantitativos para o processo de tomada de decisão.

Segundo Saaty (1980), o AHP é uma técnica de análise de decisão e planejamento de múltiplos critérios, na qual sua aplicação reduz o estudo de sistemas complexos, a uma sequência de comparações aos pares de componentes adequadamente identificados. Sua aplicação permite organizar hierarquicamente problemas complexos, envolvendo diversos critérios, sendo um processo flexível que combina procedimentos matemáticos (cálculo do autovetor principal da matriz de comparação) e o conhecimento empírico dos usuários sobre o tema a ser analisado.

Para organizar e avaliar a importância relativa entre os critérios e medir a consistência dos julgamentos, Saaty (2000) ressalta que o método conta com uma base matemática sólida que oferece resultados mais confiáveis.

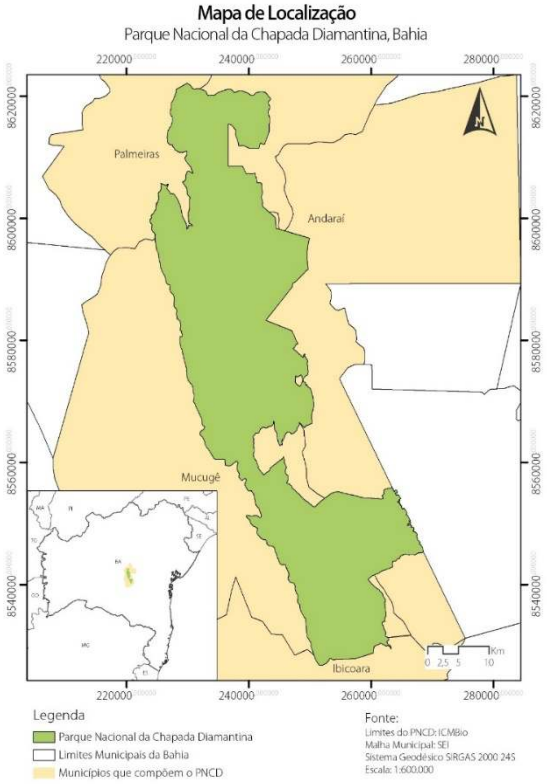
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área delimitada como foco deste estudo, corresponde à Unidade de Conservação Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD) (Figura 1). O PNCD faz parte do prolongamento da Cadeia do Espinhaço, correspondendo a uma porção do que é encontrado no Estado da Bahia (Funch *et al*., 2002). O Parque está inserido na Chapada Diamantina, região que possui grande destaque do ponto de vista biogeoecológico.

Segundo Queiroz *et al*. (2008) o Parque Nacional da Chapada Diamantina apresenta grande beleza cênica e possui grande riqueza de recursos naturais, entre os quais é possível destacar sua biodiversidade e seus recursos minerais. Nota-se que, a conformação da paisagem atual do PNCD foi fortemente influenciada pela intensa exploração diamantífera na região e seu caráter invasivo.

Figura 1 - Mapa de localização do Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, e dos municípios abrangidos pela unidade.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Traçando um panorama climático para a região sabe-se que o perfil pluviométrico, segundo dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a partir da estação de Lençóis, mostra que a época mais chuvosa ocorre entre novembro e maio, com máximas em dezembro (172 mm), e que a época mais seca se dá entre junho e outubro, com mínimas em agosto (46 mm) (Queiroz *et al*., 2008).

A temperatura média anual varia entre 15°C e 26°C. Em geral, é mais quente ao norte e a oeste do que ao sul e a leste da região. A ocorrência de nevoeiro até às 9h nos dias comuns e até às 12h em dias mais chuvosos é característica em toda a área. As temperaturas diárias mais altas ocorrem entre 13 e 14 h e, a partir das 18 h, começa a cair (Queiroz *et al*., 2008).

Apesar de situada no semi-árido baiano, a Chapada Diamantina se constitui uma área de exceção estando inserida na região das nascentes do rio Paraguaçu. O clima é úmido a subúmido com pequeno núcleo mais úmido, iniciando-se sobre a cidade de Mucugê (Queiroz *et al*. 2008).

O clima, relevo e hidrografia da região contribuem para o desenvolvimento de uma vegetação bastante diversificada, composta por cerrados, campo rupestre, florestas e caatinga. Há uma forte influência do relevo e do clima regional na definição dos grandes conjuntos vegetacionais que ocupam diferentes estratos altitudinais (Giulietti *et al*., 1997). Nota-se que, nas depressões do entorno da Chapada Diamantina, ocorre à vegetação de caatinga, nas encostas há diferentes formações de florestas, já nas áreas mais elevadas predominam vegetação aberta e diversificadas, os cerrados e campos rupestres.

3.2 SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS E DEFINIÇÃO DAS CLASSES DE RISCO

As variáveis utilizadas para elaboração do modelo proposto por este trabalho foram selecionadas quanto à sua influência no risco de incêndio, à sua variação anual e quanto à sua disponibilidade. As variáveis selecionadas foram: Estado da Vegetação, obtida através de um índice de vegetação; Cobertura vegetal; Aspecto; Declividade; e Altitude. Após a seleção foram gerados dados e modelos para os anos de 2007, 2008, 2009, 2010 e 2011.

3.2.1 Estado da vegetação

Os dados do Estado da Vegetação foram obtidos através do uso de índice de vegetação. Índices de vegetação são dados resultantes do cruzamento de bandas espectrais de imagens de satélites. Para a variável de estado da vegetação, priorizou-se pelo aspecto de umidade foliar. Este dado é importante, pois, como mencionando anteriormente, o conteúdo de água nas folhas é o fator que mais determina seu potencial de queima.

Para geração destes dados foram utilizadas imagens do sensor Thematic Mapper (TM) do satélite Landsat 5 com resolução de 30 metros. As cenas corresponderam ao ponto-órbita 217/69 e foram empregadas as bandas 4 e 5 sendo estas correspondentes, respectivamente, às faixas do infravermelho próximo e infravermelho médio. As imagens utilizadas correspondem anos de 2007 a 2011.

A utilização de índices de vegetação para monitorar e recolher informações ecofisiológicas sobre grandes áreas é largamente reconhecida. Na literatura, muitos trabalhos utilizam imagens de sensores com média resolução espectral, como o TM/Landsat e o Sentinel, já que é possível obter destes dados informações como mensuração da biomassa, estado da vegetação e conteúdo de água foliar (Zarco-Tejada; Rueda; Ustin, 2003).

As aplicações de imagens com média resolução espacial e espectral são amplas, sendo utilizadas na avaliação das mudanças globais como, por exemplo, no monitoramento dos recursos florestais. Algumas de suas aplicações ambientais estão no acompanhamento de uso do solo, monitoramento de áreas de preservação e detecção de desmatamentos e queimadas. Para diversas destas finalidades são utilizados os índices de vegetação.

O uso de índices espectrais para caracterizar a condição da vegetação está consolidado no sensoriamento remoto aplicado (Ferreira; Ferreira; Ferreira, 2008), e a sua articulação com dados de severidade de queima permite acompanhar tanto o risco quanto os efeitos do fogo (Wu et al., 2015). Índices de vegetação derivados de imagens de satélite sintetizam uma razão entre duas ou mais bandas espectrais que ressalta determinadas características da vegetação que não seriam aparentes se as bandas fossem analisadas isoladamente.

São recursos cada vez mais testados e empregados como forma de acompanhar a dinâmica da vegetação. Dentre os índices utilizados para mensurar biomassa, o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) ou Índice de Vegetação por Diferença Normalizada foi testado por Gondim e Rocha (2011) que obtiveram resultados satisfatórios quando correlacionados a algumas das principais fitofisionomias de na região norte do PNCD.

O Normalized Difference Water Index (NDWI) ou Índice de Água por Diferença Normalizada foi introduzido na literatura por Gao (1996) e relaciona-se, principalmente, com o conteúdo de água presente nas folhas. Este índice ressalta a presença de umidade nas plantas, onde valores altos indicam alta umidade e valores baixos representam estresse hídrico. O NDWI vem ganhando espaço na literatura para diversos fins de mensuração do estado da vegetação e comparação com dados de precipitação (Zarco-Tejada; Rueda; Ustin, 2003; Ceccato et al., 2001; Jensen, 2009). Também vem sendo estudada sua relação com o Fuel Moisture Content (FMC) ou simplesmente Teor de Umidade

do Combustível relacionando o estresse hídrico de fitofisionomias arbustivas com o risco de incêndios florestais (Nurdiana & Risdiyanto, 2015; Ma *et al*, 2018; Quan *et al*, 2021) e até mesmo com o mapeamento do grau de severidade de incêndios florestais (Dindaroglu *et al*, 2021).

Sua equação corresponde à:

$$NDWI = \frac{(\rho_{0,86\mu m} - \rho_{1,24\mu m})}{(\rho_{0,86\mu m} + \rho_{1,24\mu m})} \quad (1)$$

sendo $\rho_{0,86\mu m}$ correspondente à região do infravermelho próximo e $\rho_{1,24\mu m}$ correspondente à região do infravermelho médio, sendo as mesmas equivalentes pelas bandas 4 e 5, respectivamente, do sensor TM. O índice é adimensional e varia entre −1 e 1 (Gao, 1996). Ressalte-se que, na formulação original de Gao (1996), o índice emprega a banda centrada em 1,24 µm; com as bandas 4 e 5 do TM (0,76-0,90 µm e 1,55-1,75 µm), a razão corresponde ao índice também denominado NDMI ou NDII (Wilson; Sader, 2002), igualmente sensível ao conteúdo de água foliar.

Os valores obtidos para NDWI são dados entre -1 e 1, onde, segundo Gao (1996), valores próximos à -1 representam menor conteúdo de água foliar e por isso mesmo maior risco de queima, e valores próximos a 1 representam maior conteúdo de água e por isso mesmo menor risco de queima. A Tabela 1 mostra os intervalos de risco utilizados para o NDWI.

Para se chegar aos intervalos de risco de incêndio para o NDWI, foi utilizado 5 classes foram delineadas a partir do método de classificação Pontos de Quebra Natural (Natural Break Points), demonstrados na .

Tabela 1 - Intervalos de risco da variável Estado da Vegetação (NDWI).

Intervalo	Classe de Risco
< -0,1169	Muito Alto
-0,1170 -0,0669	Alto
-0,0670 -0,0109	Moderado
-0,0110 0,0519	Baixo
> 0,052	Muito Baixo

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

3.2.2 Cobertura vegetal

A implementação de classes vegetais em um modelo de risco de incêndio é realizada em muitas pesquisas pela relação que apresentam determinadas fitofisionomias com o fogo. O tipo de vegetação que recobre uma área é tão determinante no potencial de ocorrência de incêndios que algumas delas são consideradas até mesmo dependentes deste fenômeno. Existem espécies vegetais que apresentam

uma relação estreita com o fogo a ponto de algumas espécies dependerem do mesmo para para entrar em processo de floração e reprodução (Conceição et al, 2013).

Para a obtenção da Cobertura Vegetal seguiu como referência o mapeamento realizado por Funch (2006). Ao final do processo obteve-se um mapa apontando 15 classes diferentes, sendo elas: Área Antropizada por garimpo manual, Área Antropizada por Garimpo Mecanizado, Brejo, Campo Rupestre, Campo Gerais, Capoeira, Cerrado, Mata Ciliar, Mata de Encosta, Mata de Planalto, Mata Pluvionebular, Praia de Areia, Propriedades Rurais, Transição entre Campos Gerais e Rupestres e Transição entre Cerrado e Campos Rupestres. A Tabela 2 foi utilizada para se classificar as fitofisionomias quanto ao risco de incêndio.

Tabela 2 - Classes de risco para a variável Cobertura Vegetal.

Grande tipo de vegetação	**Forma de vida predominante**	**Tipo de vegetação local**	**Classe de Risco**
Campo	Ervas e arbustos	Campo Rupestre Campos Gerais Brejos Transição Campos gerais / Campo Rupestre Capoeira	Muito Alto
"Savanas"	Arbustos e ervas	Capitinga Cerrado Transição Cerrado / Campo Rupestre	Alto
Pasto	Arbustos e ervas	Áreas antropizadas por garimpo manual/ Mecanizado Propriedades Rurais	Moderado
Matas	Árvores	Matas de Planalto Matas de Encosta	Baixo
Florestas Úmidas	Árvores	Matas Pluvionebular Matas Ciliares	Muito Baixo
Solo Exposto	Solo Exposto	Praia de Areia	Muito Baixo

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

3.2.3 Aspecto

O aspecto corresponde à orientação geográfica das faces de um terreno e é influenciada diretamente pela variação da quantidade de radiação solar recebida pelos diferentes ângulos de exposição do terreno. Desta forma, a umidade relativa e a temperatura do ar e do solo vão variar pontualmente, como também o tipo e quantidade da vegetação e seu teor de umidade. O presente trabalho utilizou o ASTER GDEM para obtenção dos temas de Aspecto, Declividade e Altitude.

O estabelecimento das classes de risco para a variável Aspecto, baseou-se no percurso realizado pelo sol ao longo do dia de acordo com a latitude zero, correspondente à Linha do Equador. Considerou-se que orientações opostas recebem a mesma quantidade de insolação durante o dia. Os ângulos foram estabelecidos a partir do grau 22,5 com intervalos de 45º entre cada um destes. Cabe ponderar, contudo, que o PNCD situa-se entre cerca de 12° e 13° S; nessa latitude, sobretudo na estação seca (inverno austral), quando o sol culmina ao norte, as vertentes voltadas para o norte recebem maior insolação que as voltadas para o sul, de modo que a premissa de simetria entre orientações opostas tende a subestimar o risco das faces norte.

A definição das classes é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 - Intervalos de risco da variável Aspecto.

Intervalo	Orientação Geográfica	Classe de Risco
337,5° 22,49°; 157,5° 202,49°;	Norte (N) e Sul (S)	Baixo
22,5° 67,49°; 112,5° 157,49°; 202,5° 247,49°; 292,5° 337,49°;	Nordeste (NE), Sudeste (SE), Noroeste (NW) e Sudoeste (SW)	Moderado
67,5° 112,49°; 247,5° 292,49°;	Leste (L) e Oeste (W)	Alto

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

3.2.4 Declividade

A Declividade é relevante na identificação das encostas frente aos estudos sobre incêndios florestais, uma vez que quanto maior o grau de inclinação do terreno mais fácil e maior será a propagação do fogo.

Segundo Soares (1985), o grau de declividade das encostas exerce influência direta no risco, uma vez que de acordo com sua inclinação ela fica mais exposta ao vento que por sua vez diminui a umidade do material combustível e facilita a propagação do fogo. Desta forma, pode-se dizer que quanto maior for o grau de inclinação do terreno mais fácil e maior será a propagação do fogo.

Para o estabelecimento das classes de risco do tema Declividade, as faixas de inclinação foram baseadas em Soares (1985), e seguiram o critério de ameaça que cada uma representa para o risco a incêndio florestal, conforme a Tabela 4.

Tabela 4 - Intervalos de risco da variável Declividade.

Intervalo	Classe de Risco
0 14,9999%	Muito Baixo
15 24,9999%	Baixo
25,0001 34,9999%	Moderado
35 44,9999%	Alto
> 45%	Muito Alto

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

3.2.5 Altitude

A altitude descreve as diferenças topográficas da paisagem na área de estudo. Este fator é relevante devido a formação de corredores de vento nos vales, além da diferença microclimática de cada intervalo da classe. Para Soares (1985), a altitude possui uma relação inversamente proporcional ao risco de incêndio florestal, tendo nas maiores altitudes os riscos menos elevados.

Na medida em que o terreno se eleva, é possível observar um decréscimo da temperatura acompanhado por um aumento na umidade relativa do ar, até determinadas altitudes. Estas características influência a umidade do material combustível que por sua vez terá uma interferência no risco. Sendo assim, o risco de incêndio florestal geralmente é maior nas baixas altitudes e diminui com as maiores elevações. A definição dos intervalos de risco para o fator altitude se baseou em Salas e Chuvieco (1994) que adotaram os intervalos segundo a Tabela 5.

Tabela 5 - Intervalos de risco da variável Altitude.

Intervalo	Classe de Risco
< 599,99m	Muito Alto
600 899,99m	Alto
900 1.199,99m	Moderado
1.200 1.499,99m	Baixo
> 1.500	Muito Baixo

Fonte: Adaptado de Salas e Chuvieco (1994)..

3.3 DADOS METEOROLÓGICOS

Apesar da grande importância do clima sobre o de risco de incêndios o número de estações climatológicas é reduzido no PNCD (e Chapada Diamantina em geral), o que faz com que a observação climática seja insuficiente para modelar o microclima local de forma que possa ser integrado aos modelos.

No entanto, visto a importância destes dados na influência do comportamento do risco os dados de precipitação e focos de calor foram empregados como forma de subsidiar a interpretação do desempenho do risco apresentado pelos modelos através da análise histórica dos dados climatológicos.

3.3.1 Precipitação

Visto a importância que a precipitação apresenta na determinação do risco de incêndios, foi realizado um levantamento bibliográfico na busca de alternativas que oferecessem dados que pudessem ser integrados ao modelo.

Foram encontradas referências sobre estimativa de precipitação através do uso de dados originados de satélites meteorológicos. Alguns destes satélites apresentam relativa precisão no que se refere a estimar este tipo de dado. O que apresentou uso mais próximo ao desejado foi o *Tropical Rainfall Measuring Mission*, sendo mais conhecido pela sigla TRMM. Este sensor foi lançado no ano de 1997 com o objetivo de estudar a precipitação nos trópicos e verificar sua influência no clima global (Kummerow *et al*. 2000). O satélite operou até 2015 e, segundo os autores Collischonn (2006) e Sismanoglu *et al.* (2011), o TRMM apresenta resultados satisfatórios no que se propõem para regiões do território brasileiro. No entanto, sua resolução espacial corresponde a 0,25º o que, em medidas métricas, corresponde a cerca de 27 km. Esta escala foge do escopo desta pesquisa devido ao nível de detalhe exigido pelo tamanho da área a ser modelada. Devido a este fato, integrar estes dados se mostrou inviável e desta forma, os dados deste satélite não puderam ser empregados.

Sendo assim, mesmo não sendo possível integrar os dados de precipitação aos modelos, eles foram utilizados como forma de subsidiar uma análise geral sobre os resultados obtidos, uma vez que exercem forte influência na umidade da biomassa, determinando seu potencial de queima e, consequentemente, interferindo no resultado final da modelagem proposta.

Para esta pesquisa, utilizaram-se dados de precipitação mensal para os anos de 2007 a 2011, obtidos a partir das estações climatológicas de Piatã (INEMA) e Lencóis (INMET). Estes dados também não se mostram suficientes para gerar uma superfície de interpolação a fim de embuti-lo no modelo. No entanto, os mesmos servem como apoio de comparação do modelo com a realidade climatológica da região.

3.3.2 Focos de calor

Os dados de focos de calor fornecidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) foram utilizados no sentido de realizar uma análise comparativa dos modelos resultantes.

3.4 MAPEAMENTO DA COBERTURA DE NUVENS E DAS RESPECTIVAS SOMBRAS

A presença de nuvens é um fator recorrente no PNCD. A cobertura de nuvens é frequente ao longo do ano, independente da estação climática. Este fenômeno se reflete nas imagens Landsat,

utilizadas neste trabalho. Apesar da disponibilidade de imagens em diversas datas, a maioria delas não é passível de utilização devido ao alto grau de cobertura de nuvens.

Ainda que algumas apresentem maior potencial de uso, em todas as imagens obtidas, ao menos uma parcela da imagem estava recoberta por nuvens. Desta forma, para que não houvesse diferença quanto à quantidade de pixel analisados entre os modelos correspondentes a cada ano, toda a cobertura de nuvens foi retirada das imagens.

3.5 APLICAÇÃO DO PROCESSO HIERÁRQUICO ANALÍTICO

Saaty (1980) divide o método AHP em seis etapas, podendo ser descritas como: I) definir um objetivo; II) selecionar os critérios a serem empregados; III) estabelecer as classes de risco para estes critérios; IV) realizar comparação pareada entre os critérios e entre suas classes; V) analisar a consistência dos julgamentos; VI) encontrar os pesos de cada classe e de cada critério. Após a aplicação destes passos é possível integrar os dados de acordo com os pesos obtidos e encontrar o resultado final. As descrições das etapas foram levemente modificadas para se adaptarem ao contexto de modelagem de risco utilizado neste trabalho.

3.5.1 Construção da matriz de comparação par a par

Para medir a influência que os componentes exercem sobre o objetivo geral deste trabalho, faz-se necessário uma comparação par-a-par entre cada critério utilizado. Esta comparação pode ser fundamentada numa escala de intensidade de importância, tendo seus valores variando entre 1 e 9 (Saaty, 1980). O valor 1 é designado quando as duas alternativas comparadas contribuem igualmente para o objetivo, o valor 3, quando uma alternativa é considerada fracamente mais importante que a outra e assim sucessivamente.

3.5.2 Normalização e consistência das matrizes

Após o julgamento das importâncias relativas entre os itens através das matrizes de prioridades, calculou-se os pesos relativos (normatização da matriz), onde calcula-se o autovetor que se torna o vetor de prioridade Saaty (1991).

Em seguida identificou-se a consistência das matrizes, que expressa o grau de coerência lógica dos julgamentos emitidos na comparação par a par e é aferida pela Razão de Consistência proposta por Saaty (1977, 1980).

3.5.3 Aplicação dos pesos e geração dos modelos

Após a obtenção dos pesos relacionados a cada alternativa e a cada variável a partir das matrizes de comparação, foi possível prosseguir com o cruzamento dos mapas. Para que se proceda com a integração dos mapas, cada alternativa, ou classe de risco, foi reclassificada de acordo com o valor do peso obtido pela comparação entre elas.

O cruzamento das variáveis ocorre pela multiplicação de cada tema de risco obtido pelo seu peso resultante do método AHP. A fórmula aplicada, que corresponde a uma combinação linear ponderada, procedimento padrão na avaliação multicritério em ambiente SIG (Malczewski, 2006), está representada na Equação 2:

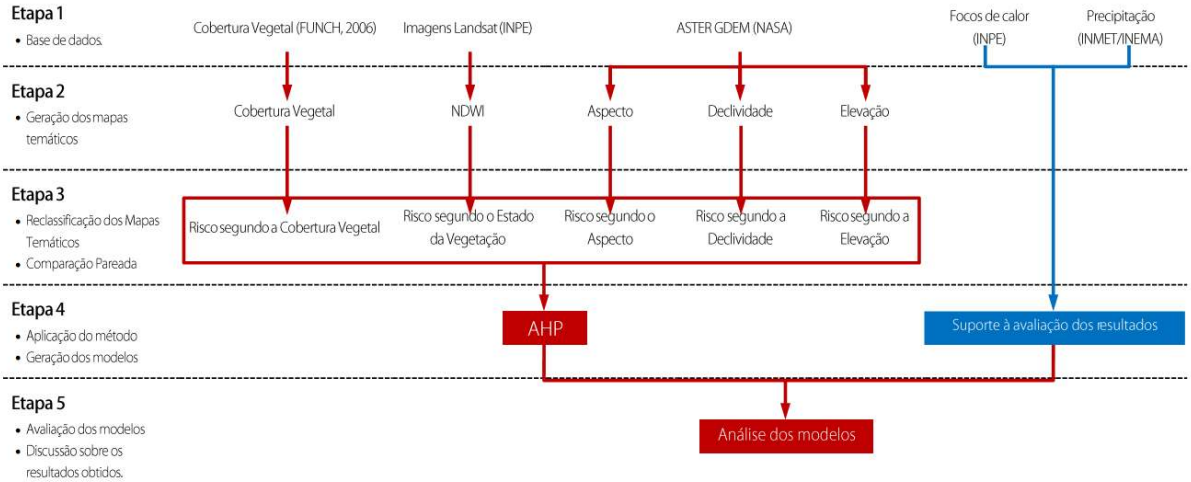
$$Risco = (NDWI \times W_NDWI) + (Veg \times W_Veg) + (Asp \times W_Asp) + (Dec \times W_Dec) + (Alt \times W_Alt) \quad (2)$$

onde NDWI, Veg, Asp, Dec e Alt correspondem respectivamente ao índice de vegetação NDWI, Cobertura Vegetal, Aspecto, Declividade e Altitude. W representa o peso obtido através das matrizes de comparação.

3.6 FLUXO DE TRABALHO

Para melhor compreensão do fluxo seguindo, metodologia deste trabalho pode ser resumido em cinco etapas. O fluxograma do trabalho (Figura 2) apresenta uma representação visual das etapas.

Figura 2 - Fluxograma geral das etapas metodológicas do trabalho.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção apresenta os resultados obtidos através das etapas metodológicas realizadas e discute sobre a importância de cada variável na composição final do modelo. De acordo com o proposto nos objetivos, os modelos gerados indicam o potencial de ocorrência de incêndio de uma data específica. Desta forma, os modelos apontam uma tendência do que pode ocorrer em um determinado período e sua análise se baseia na relação das características climáticas e da vegetação referentes ao período modelado.

Foram gerados modelos para os anos de 2007, 2008, 2009, 2010 e 2011. Os produtos obtidos foram comparados com dados meteorológicos, no intuito de se avaliar o desempenho do método utilizando-se uma análise histórica.

4.1 MAPEAMENTO E REMOÇÃO DE NUVENS E DAS RESPECTIVAS SOMBRAS

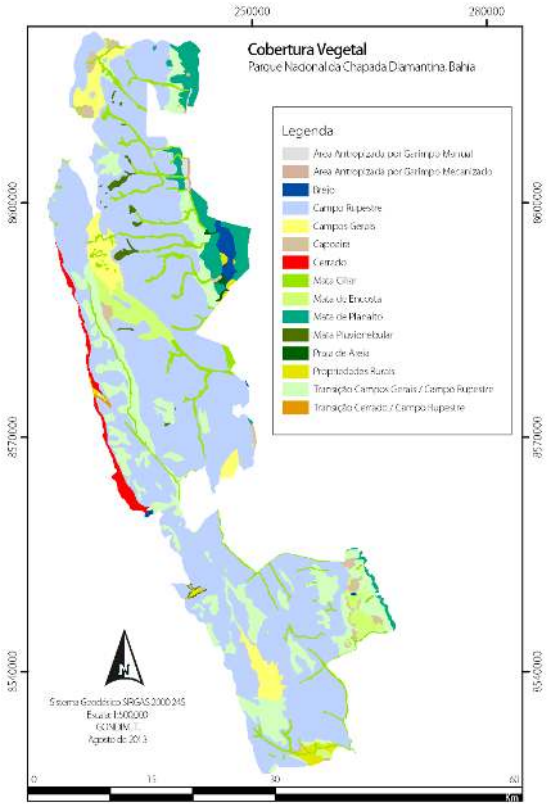
O fenômeno recorrente de nuvens provoca grande interferência no que diz respeito à utilização de uma sequência de imagens para aplicação de uma análise temporal. Na região da Chapada Diamantina, esse fenômeno é ainda mais complexo devido à barreira formada pela cadeia do espinhaço. Os anos que apresentaram maior quantitativo de imagens viáveis quanto à cobertura de nuvens foram os anos de 2007 e 2008, cada um apresentando duas imagens. Os anos seguintes apresentaram apenas uma imagem com baixa cobertura de nuvens.

A aplicação do procedimento de remoção de nuvens e respectivas sombras, terminou por remover uma porção razoável da área total do Parque, deixando de fora muitos fragmentos que poderiam ser analisados. As regiões Nordeste e Sul foram as mais afetadas, não sendo possível obter um diagnóstico destas áreas nos modelos finais. No entanto, a remoção das áreas cobertas por nuvens ao longo dos anos permitiu que uma análise uniforme pudesse ser desenvolvida. O total de nuvens mapeadas resultou em 62.107ha, o que corresponde a 41,4% do Parque. Sendo assim, o total modelado correspondeu a 87.893ha o que equivale a 58,6% da área total do Parque. O procedimento de remoção dos pixels cobertos por nuvens foi aplicado em todas as variáveis antes do procedimento de integração.

4.2 COBERTURA VEGETAL DO PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DIAMANTINA

O resultado do mapeamento da cobertura vegetal é apresentado na Figura 3. Dentre as fisionomias encontradas no mapeamento da cobertura vegetal, as duas mais representativas referem-se aos Campos Rupestres e aos Campos Gerais (incluindo as áreas de transições entre ambas). Para a classe Campo Rupestre foi encontrado um total de 96.657,93ha, correspondendo a 62,63% de toda fitofisionomia que recobre o PNCD equivalendo aos dados publicados por Beserra *et al*. (2007).

Figura 3 - Cobertura vegetal para o Parque Nacional da Chapada Diamantina.



Fonte: Adaptado de Funch (2006).

A segunda fisionomia com maior extensão, Campos Gerais, recobre 28.245,52ha o que corresponde a 18,3% da cobertura vegetal da área. Por somarem 80,93% de toda a extensão do Parque, estas duas fisionomias Campo Rupestre e Campos Gerais demonstram ter grande expressividade sobre a determinação do risco de incêndio no Parque Nacional da Chapada Dimantina. Um ponto em comum entre as duas fisionomias, é a presença de espécies vegetais de fácil acúmulo de biomassa combustível como é o caso das famílias Poaceae (gramíneas), Cyperaceae e Velloziaceae e desta forma representam classes propensas à ocorrência de incêndios.

Munhoz (2003) apud Ribeiro e Walter (2008) em uma área de campo limpo no Distrito Federal observou o predomínio de espécies com hábito herbáceo chegando à aproximadamente 71% da composição florística. Devido a predominância destas espécies, o autor supracitado atribui facilidade em acumular material combustível a esta fisionomia, o que provoca a estreita relação que esta formação vegetal apresenta com os processos de incêndios. Segundo Ribeiro e Walter (2008), Campo Sujo é uma formação que além da presença de ervas e arbustos podem abrigar indivíduos menos desenvolvidos de espécies arbóreas encontradas no cerrado, enquanto o campo limpo é predominantemente herbáceo com raros arbustos e completa ausência de árvores.

Cerca de 7% da área do PNCD é ocupada por ambientes de transição. Transições entre campos rupestres e formações florestais podem ocorrer quando há o desenvolvimento de uma camada de solo suficientemente profunda, a ponto de permitir o desenvolvimento de espécies arbóreas (Funch, 2006). Segundo o mesmo autor grande parte destas formações é de origem antrópica, fruto da remoção de camadas de solo, durante os processos de mineração de diamantes e pastoreio de animais ocorridos no passado, e da ação continuada de incêndios florestais. Devido às suas características pedológicas, estas áreas são mais sujeitas à destruição por incêndios devido à facilidade de ressecamento em épocas de seca (Beserra *et al*., 2007).

4.3 RISCO DE INCÊNDIO NO PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DIAMANTINA

A análise do risco de incêndio, obtido através da classificação das variáveis quanto ao peso encontrado nas matrizes de comparação, permitem estudar a influência de cada alternativa sobre o objetivo geral. Foram analisadas informações relevantes sobre a distribuição de cada variável empregada assim como suas áreas de incidência. Os modelos de risco de incêndio para o Parque Nacional da Chapada Diamantina foram obtidos a partir dos pesos processados através da comparação par a par entre as variáveis. A matriz de comparação e os pesos obtidos encontram-se na Tabela 6.

Tabela 6 - Matriz de comparação pareada entre as variáveis.

Fator	NDWI	Cobertura Vegetal	Aspecto	Declividade	Altitude	Peso
NDWI	1	3	4	5	7	0,476
Cobertura Vegetal	1/3	1	3	3	5	0,247
Aspecto	1/4	1/3	1	3	4	0,146
Declividade	1/5	1/3	1/3	1	4	0,090
Altitude	1/7	1/5	1/4	1/4	1	0,041
IC 0,08 / RC - 0,07					Total	1,000

IC Índice de Consistência; RC Razão de Consistência. Fonte: Elaborado pelo autor (2013)
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Antes de prosseguir para a análise dos modelos, cada variável foi analisada individualmente.

4.3.1 Risco segundo a cobertura vegetal

O resultado do agrupamento das classes de risco foi organizado segundo o atributo “grande formação predominante”, e resultou em cinco classes de risco, vide a Tabela 7.

Tabela 7 - Percentual de incidência para classes de risco da Cobertura Vegetal.

Agrupamento	Classe de Risco	Área Ocupada
Campo	Muito Alto	83,97%
“Savanas”	Alto	1,36%
Pasto	Moderado	1,00%
Matas	Baixo	7,14%
Florestas Úmidas	Muito Baixo	6,52%

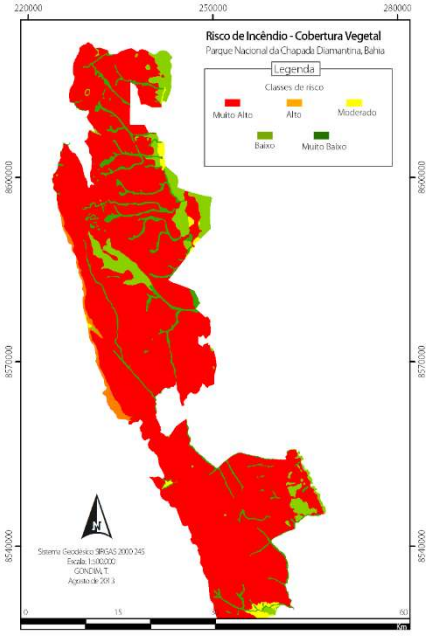
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

A cobertura vegetal é segunda variável de maior peso, ficando abaixo somente do Estado da Vegetação.

O Parque Nacional da Chapada Diamantina apresenta um forte risco de incêndio no que se diz respeito à cobertura vegetal. O agrupamento Campo, que apresenta o maio risco de incêndio, também é o de maior expressividade recobrindo 83,97% do Parque (Tabela 7).

Além disso, o referido agrupamento vegetacional também representa uma ameaça para outras formações já que, devido a sua larga distribuição, termina por circundar boa parte de fitofisionomias de Baixo e Muito baixo risco (Figura 4) ameaçando a propagação de fogo para estas áreas.

Figura 4 - Risco de incêndio segundo a Cobertura Vegetal no Parque Nacional da Chapada Diamantina.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

As Matas e Florestas Úmidas somaram 13,66% do total do Parque, mostrando uma expressividade relevante para a área. Estas fisionomias também são afetadas pelo fogo, porém, com uma frequência muito menor devido à sua capacidade em reter umidade e uma disponibilidade menor

de combustíveis vegetais abaixo das copas. Desta forma, estas fisionomias também podem se comportar como uma barreira natural para propagação do fogo. Por vezes, também pode ocorrer a associação destas fisionomias com alguma formação hidrográfica que já são conhecidas como barreira geográfica para os incêndios florestais.

Os grupos referentes à Pasto e Savanas, obtiveram valores coerentes com a realidade (0,182 e 0,283, respectivamente), tendo uma influência de bastante peso na variável de Cobertura Vegetal. Apesar, de serem classes de elevado risco e também registrarem queimadas com frequência, as mesmas não apresentam expressividade no que se refere à sua distribuição no Parque somando, ambas, 2.36% da cobertura do Parque, implicando em uma baixa influência no risco de ocorrerem grandes queimadas.

Percebe-se que as áreas da classe Cerrado, resumem-se a uma pequena faixa na região oeste do Parque, e correspondem a áreas de altitude mais baixa. Apesar de serem consideradas áreas de bastante ocorrência de incêndios, a influência destas classes na propagação de risco deve-se muito à sua proximidade com as encostas (declividade) que por sua vez representam uma influência de peso moderado no modelo estabelecido.

4.3.2 Risco segundo o aspecto

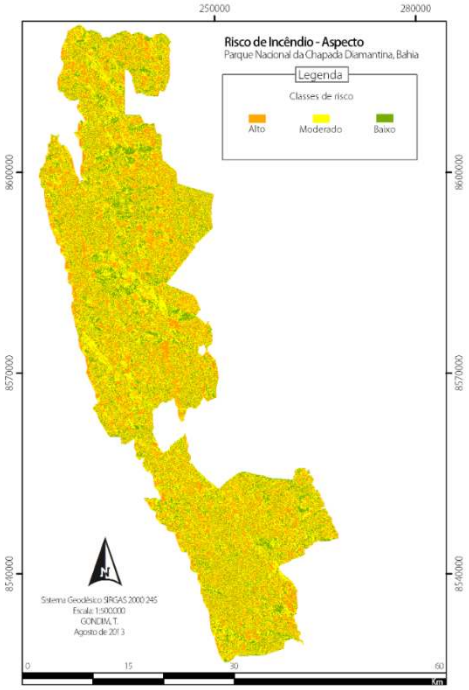
Dentre as variáveis relacionadas à topografia, o Aspecto foi o que teve o maior peso (0,146) ocupando o terceiro lugar de importância dentre todos os fatores empregados.

De acordo com o julgamento realizado para esta variável, a classe de Alto risco recebeu um peso correspondente de 0,731 o que mostra uma influência significativamente maior que as demais. Dentre as classes relacionadas ao Aspecto, a classe de Alto risco apresentou a segunda maior abrangência (27,77%).

A classe mais representativa na distribuição do PNCD foi a de Moderado Risco, abrangendo um total de 50,87% e com um peso intermediário de 0,188. De acordo com os intervalos de risco estabelecidos, estas áreas correspondem às orientações Nordeste, Noroeste, Sudoeste e Sudeste.

A classe de Baixo risco apresenta a menor expressividade tanto no que se refere à abrangência da área (20,35%) quanto ao seu peso correspondente (0,081) (Figura 5).

Figura 5 - Risco de incêndio segundo o Aspecto.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

4.3.3 Risco segundo a declividade

A variável declividade recebeu o peso correspondente a 0,090 sendo a segunda variável de menor influência no risco de incêndio segundo a ponderação realizada.

As áreas com declividade abaixo de 15% apresentam o menor peso de acordo com o julgamento realizado (0,039), mostrando-se pouco influente na determinação do modelo. Apesar disso, a mesma apresenta a maior área de abrangência, ocupando mais de 60% da área modelada (Tabela 8), o que restringe a influência da declividade a um percentual pequeno das áreas do parque.

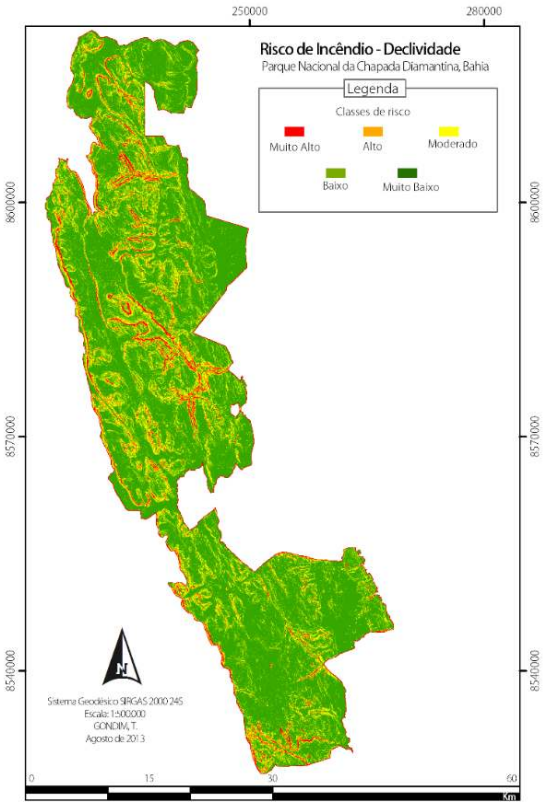
A partir da visualização da Figura 6 e da análise da Tabela 8, é possível observar que as regiões de maior de risco de incêndio, segundo a declividade, ocupam uma percentagem pequena da área já que se localizam somente nas encostas. As áreas de maior risco representadas por esta variável exercem uma maior influência, sobretudo na propagação dos incêndios devido à forte ação que os ventos exercem nestas áreas.

Tabela 8 - Percentual de incidência para classes de risco da variável Declividade.

Intervalo de Inclinação	Classe de risco	Área Ocupada (%)
0 15%	Muito Baixo	61,51
15 25%	Baixo	21,43
25 35%	Moderado	9,33
35 45%	Alto	3,91
> 45%	Muito Alto	3,81

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Figura 6 - Risco de incêndio segundo a Declividade.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

4.3.4 Risco segundo a altitude

A variável altitude obteve o menor peso (0,041) o que confere uma influência muito pequena em relação a outras variáveis. Observa-se que, as áreas de menor risco (mais elevadas) concentram-se na região oeste do PNCD, enquanto as áreas de maior risco encontram-se na porção leste. Devido à distribuição apresentada por esta variável, ela atenua, mesmo que de forma suave, as classes de maior risco de outras variáveis nas altitudes elevadas.

O julgamento da variável altitude resumiu as classes de risco em quatro. Apesar de cinco classes terem sido definidas inicialmente, duas delas, “1.200 1.500” e “> 1.500”, referentes respectivamente às classes de Baixo e Muito Baixo risco, receberam o mesmo peso, sendo agrupadas em uma mesma classe.

As classes de maior risco (abaixo de 600m), apesar de apresentarem um peso elevado, representam um percentual relativamente pequeno da área do Parque (Tabela 9), abrangendo apenas 10,08% de seu total.

A maior área ocupada refere-se às classes de Baixo e moderado risco, as quais somam 71,35% da área do Parque que, no entanto, possuem baixa influência com os pesos 0,061 e 0,145, respectivamente.

Tabela 9 - Percentual de incidência para classes de risco da Altitude.

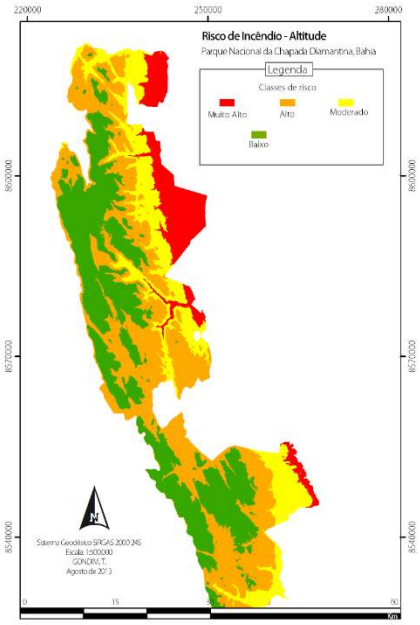
Intervalo de elevação	Classe de Risco	Área Ocupada (%)
< 600 m	Muito Alto	10,08
600 900	Alto	18,57
900 1.200m	Moderado	39,12
> 1.200 m	Baixo	32,23

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

A altitude foi ponderada como a variável de menor influência no risco de incêndios, de acordo com o julgamento estabelecido. Analisando a distribuição espacial de suas classes de risco observa-se que a porção leste do Parque apresenta maior susceptibilidade à ocorrência de incêndios concentrando as áreas de Alto e Muito Alto risco e ocupando total de 28,65% da área do Parque. As classes de riscos Moderado e Baixo perfazem 71,35%, mostrando a expressividade da mesma ao longo do Parque, no entanto também apresentam uma baixa influência no risco com um peso obtido de 0,061.

A região leste corresponde às menores altitudes do Parque, na vertente oriental da Serra do Sincorá voltada para o vale do Paraguaçu (Figura 7), o que explica sua inclusão nas classes de maior risco; já nas porções mais elevadas, o ambiente mais ameno e teoricamente mais úmido poderia atenuar a perda de umidade. No entanto, por ser uma zona de serra, a falta de obstáculos proporciona aos ventos uma área para fluir livremente. Os ventos observados em altitudes elevadas também atuam como agentes que interferem na umidade das plantas e desta forma influenciando seu risco.

Figura 7 - Risco de incêndio segundo a Altitude.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

4.3.5 Risco segundo o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI)

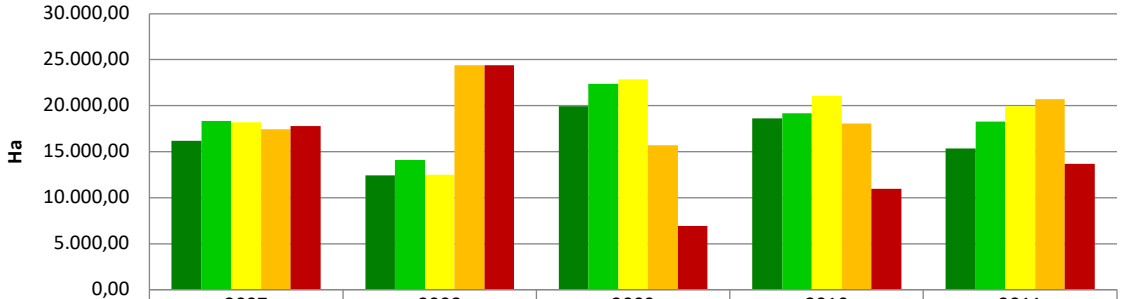
O NDWI, correspondente à variável de Estado da Vegetação, recebeu o maior peso (0,476) de acordo com a comparação realizada. Por isso mesmo, esta é a variável que proporciona maior influência no resultado final dos modelos.

O julgamento dos pesos para esta variável apresentou uma boa razão de consistência e estabeleceu pesos bem ponderados no que se refere à influência de cada categoria no risco de incêndio. As classes de Moderado, Alto e Muito Alto risco concentraram um peso total de 0,869 mostrando uma influência significativa no risco do Parque.

A variação das áreas ocupadas por cada classe é apresentada na Figura 8. Através da observação deste gráfico é possível avaliar a variação apresentada pelo índice entre os anos modelados.

Os anos de 2008 e 2009 se destacam por apresentar um contraste perceptível entre todas as classes de risco. Destacam-se as áreas de Muito Alto risco que, em 2008 correspondiam a 22.811,95ha, e passaram à 6.456,34ha no ano seguinte.

Figura 8 - Distribuição das classes de risco segundo o NDWI, de 2007 a 2011.



	2007	2008	2009	2010	2011
Muito Baixo	16.159,81	12.464,43	19.961,90	18.598,17	15.337,82
Baixo	18.322,02	14.110,50	22.400,83	19.197,98	18.274,33
Moderado	18.202,55	12.519,07	22.890,60	21.062,33	19.915,92
Alto	17.444,53	24.377,22	15.688,32	18.062,24	20.688,03
Muito Alto	17.764,09	24.422,91	6.952,21	10.973,43	13.677,95

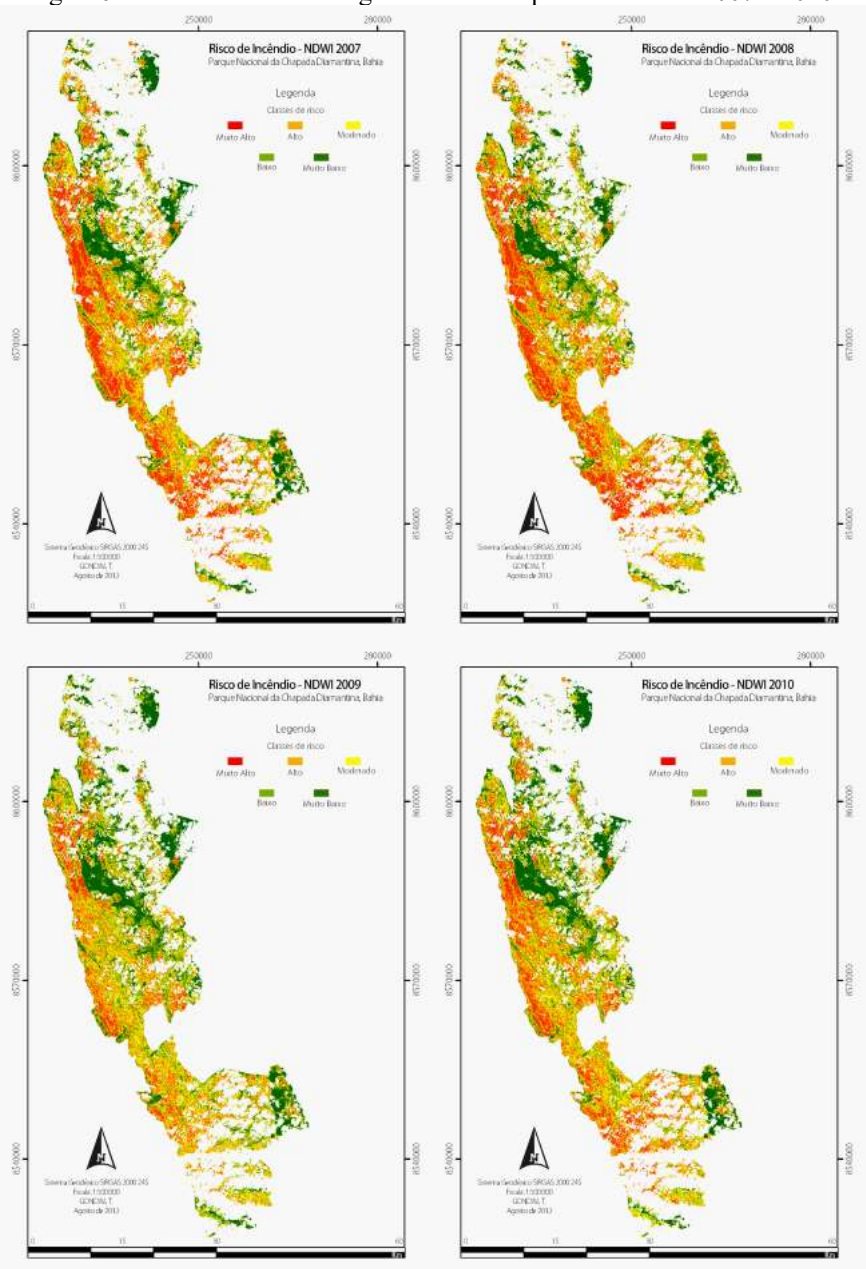
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Observando os resultados apresentados nas figuras relacionadas ao NDWI (Figura 9 e Figura 10), nota-se que as áreas de Baixo risco desta variável, correspondem em parte, às classes de risco de Baixo e Muito Baixo risco representadas na Cobertura Vegetal. Neste caso, o comportamento do NDWI acorda com o esperado, refletindo fisionomias de maior teor de umidade como menor risco de incêndio.

Apesar das nuvens limitarem uma análise mais detalhada sobre a distribuição das classes de risco ao longo do PNCD, percebe-se uma concentração de áreas de Muito Alto risco na porção oeste

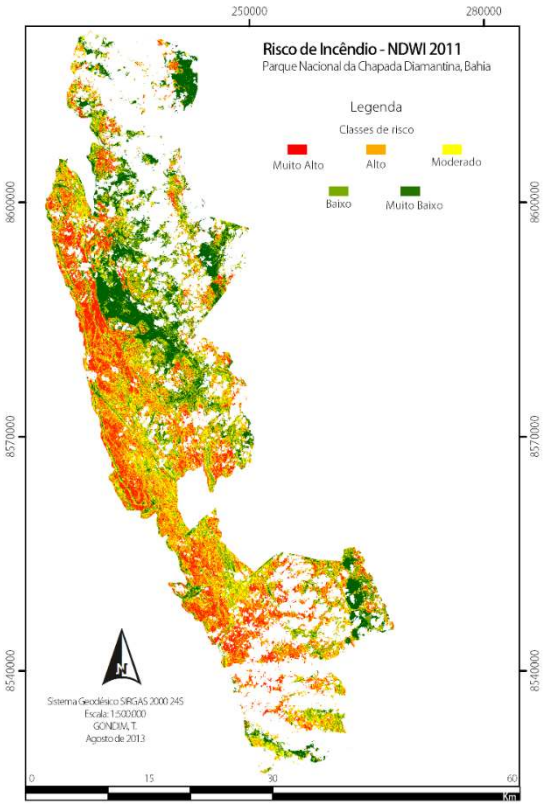
da imagem. Através da análise das classes vegetais ocupadas nesta porção pode-se dizer que sua predominância é basicamente de campos rupestres. Formações campestres, em geral, são muito sensíveis à variação do clima, não tendo grande potencial de retenção de umidade. A fitomassa senescente ou morta apresenta mais facilidade em perder umidade para o meio. Desta forma, o acúmulo de biomassa em uma área, pode provocar rápidas variações no risco refletindo isso de acordo com o período da imagem usada para se obter o NDWI.

Figura 9 - Risco de incêndio segundo o NDWI para os anos de 2007 a 2010.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Figura 10 - Risco de incêndio segundo o NDWI para o ano de 2011.



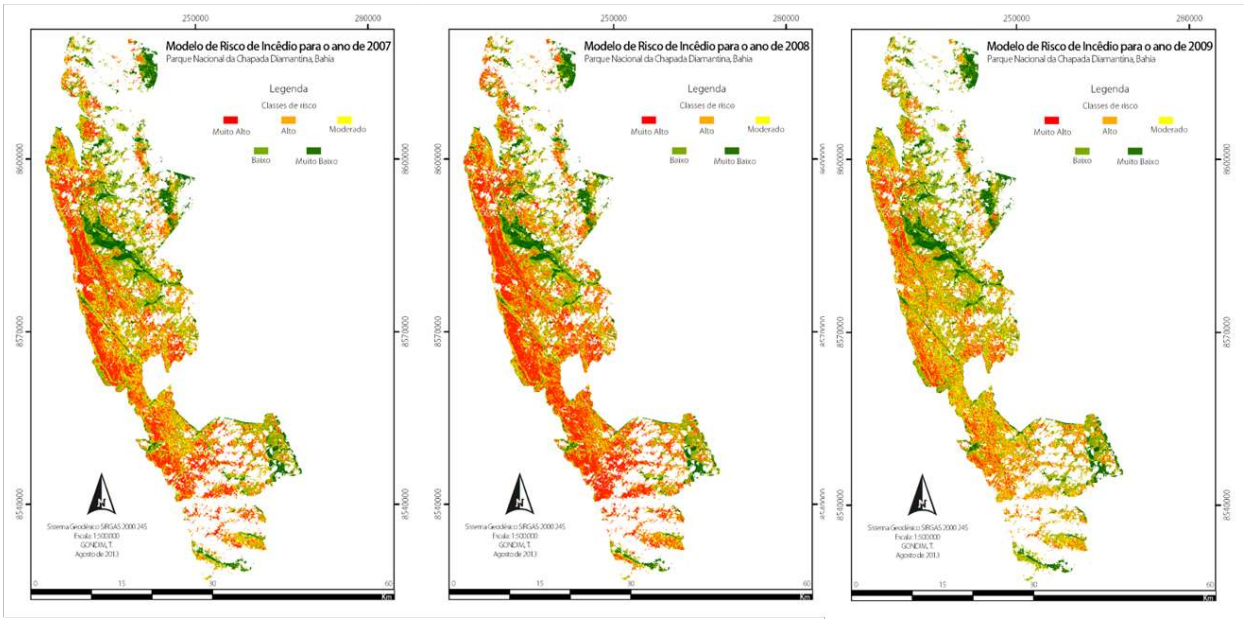
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

4.4 MODELOS DE RISCO DE INCÊNDIO

Após o cálculo dos autovetores obtidos através do AHP sobre as variáveis utilizadas e aplicação da equação de integração, foram obtidos os produtos cartográficos referentes aos modelos de cada ano. Os modelos são apresentados nas Figuras 11 e 12, correspondendo aos anos de 2007, 2008, 2009, 2010 e 2011. A Figura 13 reúne os valores referentes aos totais das áreas, de classes de risco referente a cada ano.

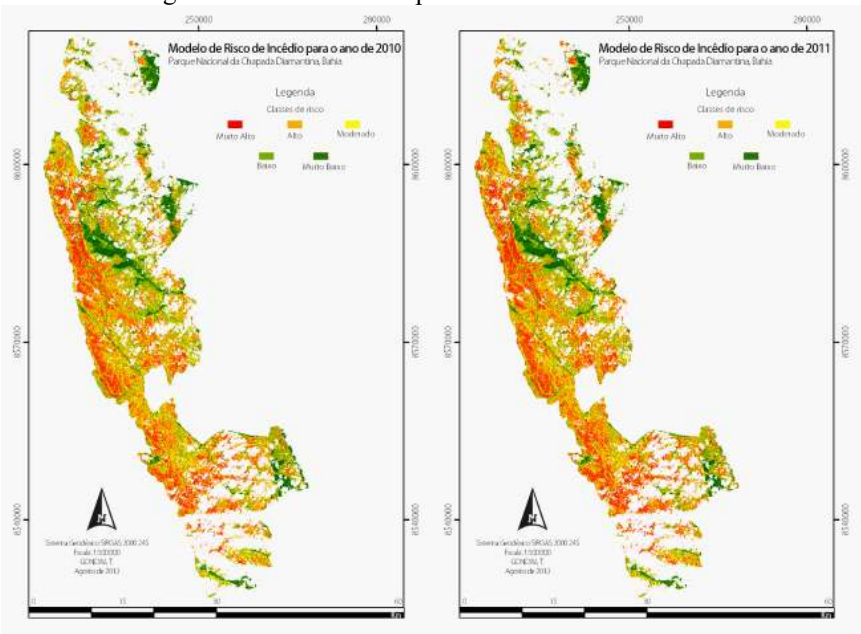
Observa-se que o ano de 2008 apresenta um padrão muito diferente quando relacionado aos outros anos. A diferença mais notável pode ser observada na classe de Muito Alto risco, a qual apresenta um total de 30.351ha o que representa 34,53% da área modelada. O ano que apresentou mais proximidade deste valor nesta classe de risco foi o ano de 2007 com 21.326ha (24,26%), tendo uma elevante diferença de praticamente 10% do total modelado.

Figura 11 - Modelo AHP para os anos de 2007, 2008 e 2009.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

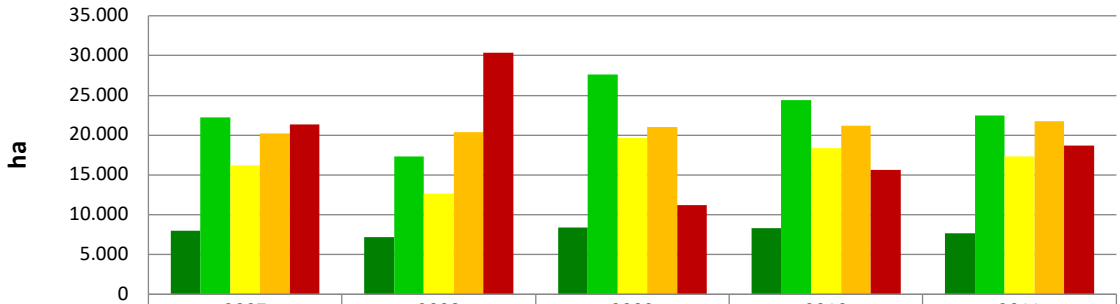
Figura 12 - Modelo AHP para os anos de 2010 e 2011.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Para a classe de Baixo risco, o ano de 2009 apresenta maior destaque, com 27.603 (31,41%) da área modelada. A discrepância entre as classes de Muito Alto risco e Baixo risco entre os anos de 2008 e 2009, aponta para uma tendência do ocorrido naqueles anos.

Figura 13 - Áreas das classes de risco nos modelos AHP, de 2007 a 2011.

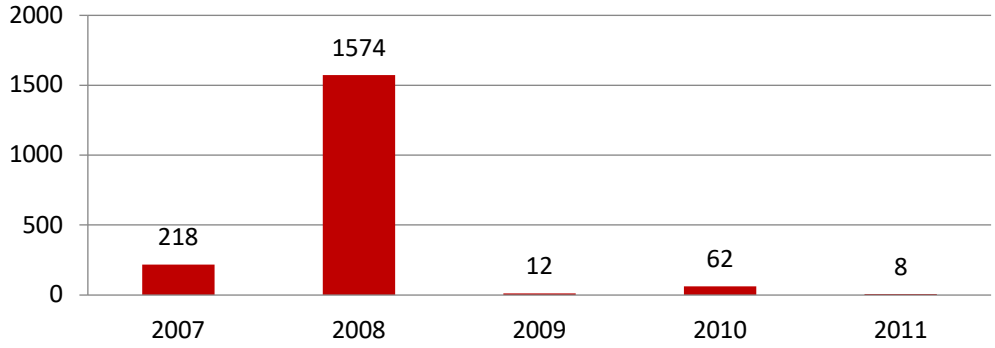


	2007	2008	2009	2010	2011
Muito Baixo	7.958	7.215	8.431	8.286	7.660
Baixo	22.242	17.307	27.603	24.385	22.504
Moderado	16.169	12.644	19.673	18.401	17.341
Alto	20.197	20.376	21.011	21.193	21.722
Muito Alto	21.326	30.351	11.175	15.628	18.665

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Enquanto em 2008 o Parque ocorreu um evento de grande porte que, acompanhado de eventos menores, queimaram um total de cerca de 42% (Gonçalves et al., 2011) da área do Parque, o ano de 2009 praticamente não foram registradas ocorrências de incêndios. Também é interessante notar a ocorrência de focos de calor nestes anos. Enquanto no ano de 2008 foram registrados 1574 focos de calor (Figura 14), o ano de 2009 praticamente não apresentou registros de focos, sendo apenas 12 ocorrências notadas.

Figura 14 - Focos de calor registrados no Parque Nacional da Chapada Diamantina, de 2007 a 2011.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Os anos de 2010 e 2011 mostram resultados muito próximos, apresentando pequenas diferenças entre as classes de Baixo e Muito Alto risco respectivamente. O ano de 2007 apresenta configuração similar aos anos de 2010 e 2011 para a maioria das classes com exceção da classe de Muito Alto risco que apresentar um valor superior aos referidos anos.

Ainda através da análise da Figura 13, é possível notar que a classe de Muito alto risco aumenta de 2007 para 2008 e, após este último ano, em que se registra o maior evento de incêndio ocorrido no período analisado, ela sofre uma queda abrupta (ano de 2009) e volta a crescer nos anos de 2010 e 2011. Mesmo que somente a título de suposição, é possível levantar um questionamento acerca do motivo que leva a ocorrência deste fato. Sabendo-se que a literatura já especula um regime de cinco anos para a ocorrência de grandes eventos de incêndio no Parque Nacional da Chapada Diamantina, uma vez que registros existentes apontam para isso vide os grandes incêndios nos anos de 1998, 2003 e 2008 (Costa, 2011) é válido supor que o resultado apresentado na Figura 13, apresente correlação com este fenômeno. Uma vez que índices de vegetação são produtos da combinação das características das plantas relacionadas à umidade, teor de verde e quantidade de material vegetal, o Índice de Água por Diferença Normalizada utilizado neste trabalho, pode estar evidenciando o comportamento da vegetação ao longo dos anos e assim, em conjunto com as outras variáveis utilizadas, reproduzindo o risco de acordo com o suposto regime. Deve-se considerar, contudo, que três eventos (1998, 2003 e 2008) são insuficientes para caracterizar estatisticamente uma periodicidade, e que a queda do risco em 2009 é também coerente com a redução da biomassa combustível e com o rebrote da vegetação após a grande queima de 2008. Além disso, as cenas de cada ano não correspondem necessariamente à mesma data, de modo que parte das diferenças interanuais do NDWI pode refletir a fenologia e as condições de umidade do momento da aquisição; caso a cena de 2008 seja posterior ao evento de fogo, parte das áreas classificadas como de Muito Alto risco pode corresponder a cicatrizes de queimada, cuja baixa umidade espectral eleva artificialmente o risco modelado.

Apesar de dados pluviométricos influenciarem fortemente o potencial de risco, os dados de precipitação mensais (Figura 15), mostram que a grande quantidade de registro de incêndio para o 2008 não se deveu somente a este fator.

4.5 LIMITAÇÕES

Cinco limitações delimitam o alcance dos resultados. A primeira é a ausência de validação de campo: não houve confronto entre as classes de risco modeladas e cicatrizes de queima levantadas em campo, de modo que a correspondência observada entre os modelos e os registros de focos de calor é indicativa, e não uma medida de acurácia.

A segunda decorre da cobertura de nuvens. O procedimento de mascaramento removeu parcela expressiva da área do Parque em várias das cenas utilizadas, o que reduz a área efetivamente modelada e compromete a comparabilidade direta entre anos, uma vez que a fração removida varia de cena para cena.

A terceira é a exclusão das variáveis climáticas do modelo. Precipitação e focos de calor foram usados apenas como elementos de comparação externa, porque a densidade da rede de estações no Parque não permite espacializá-los na resolução das demais camadas. Como o clima é reconhecidamente um dos principais controles do comportamento do fogo, a sua ausência limita o poder explicativo dos modelos.

A quarta refere-se à natureza dos pesos. A ponderação AHP traduz julgamentos de especialista e, embora a Razão de Consistência ateste a coerência interna desses julgamentos, ela não os valida externamente. Não foi realizada análise de sensibilidade dos pesos, procedimento que permitiria avaliar quanto a extensão das classes de risco varia diante de perturbações moderadas na ponderação.

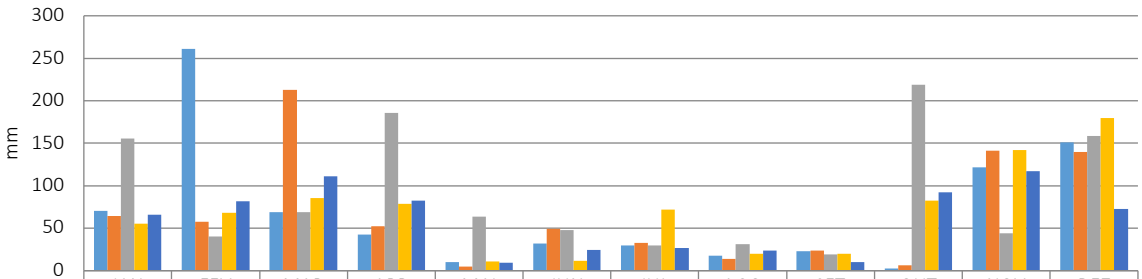
A quinta é temporal: os dados são de 2007 a 2011 e as imagens provêm do sensor TM/Landsat 5, desativado em 2013. Os resultados constituem, portanto, uma linha de base histórica, e não um retrato da condição atual do Parque.

4.6 CONTRIBUIÇÃO CIENTÍFICA

A contribuição do artigo situa-se em três planos. No plano metodológico, indica que uma combinação linear ponderada por AHP, alimentada exclusivamente por dados públicos de sensoriamento remoto e por um modelo digital de elevação, produz uma superfície de risco coerente em uma unidade de conservação sem rede meteorológica própria — situação comum na maioria das áreas protegidas brasileiras. No plano empírico, entrega uma série anual de modelos de risco de incêndio para o Parque Nacional da Chapada Diamantina, com a ponderação relativa de cinco variáveis explicitada e auditável. No plano da gestão, identifica onde o risco se concentra: as fisionomias campestres, que respondem pela maior parcela da área da unidade e recebem as classes de risco mais elevadas, o que orienta o direcionamento de aceiros, brigadas e ações de prevenção.

Entre os de 2007 e 2008, a precipitação registrada tanto mensal e como anualmente foi bem semelhante (Figura 15). A maior diferença de precipitação ocorreu entre os meses de fevereiro e março. Em 2007, o mês de fevereiro teve uma alta maior que a normal observada entre os anos analisados, registrando 261,25mm. Em 2008, o mês de março apresentou valor superior a normal, registrando um total de 212,75mm. Ainda assim, estes meses não correspondem ao período de queimadas do Parque, sugerindo que a precipitação ocorrida nos referidos meses não foram decisivos que eventos de incêndios ocorressem.

Figura 15 - Precipitação mensal no Parque Nacional da Chapada Diamantina, de 2007 a 2011.



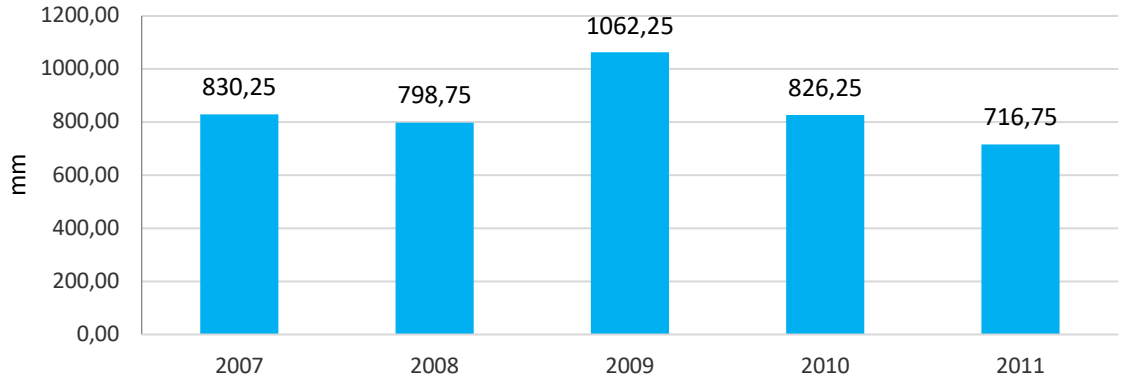
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
2007	70,25	261,25	68,75	42,25	10,25	32,25	29,5	17,5	23	2,75	121,25	151,25
2008	64	57,75	212,75	52,25	4,5	49,5	32,5	14	24	6	141,5	140
2009	155,5	40,25	69	185,75	63,25	47,5	29,5	31	19,5	219	43,75	158,25
2010	55,25	68	85,25	79	11	11,25	72	20,25	20	82,75	142	179,5
2011	65,75	82	110,75	82,5	9	24,25	26,5	23,5	10	92,5	117,25	72,75

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

De acordo com Berlinck *et al*. (2010), a ocorrência de focos de incêndio no Parque é devida, basicamente a ação antrópica. No entanto, pode-se dizer que já existe uma relação muito próxima entre a ação antrópica e o risco proporcionado por fatores naturais, uma vez que, em anos como 2008, os fatores naturais amplificam o potencial da ação antrópica.

A análise da precipitação anual (Figura 16) mostra que o ano com maior destaque para o total pluviométrico é o ano de 2009, tendo registrado mais de 200mm do que a média dos outros anos. O ano de 2011 apresenta o menor total pluviométrico anual, registrando um valor inferior até mesmo ao ano de 2008 que possui a maior área queimada por incêndios dentre os anos analisados.

Figura 16 - Precipitação anual no Parque Nacional da Chapada Diamantina, de 2007 a 2011.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

5 CONCLUSÕES

A proposta metodológica de modelagem do risco de incêndio auxiliada pelo método AHP apresentou potencial de aplicação no que se refere ao monitoramento do Parque Nacional da Chapada Diamantina. A modelagem permitiu extrair um indicativo sobre o estado do Parque em relação ao risco de incêndio. No entanto, devido à carência de dados de campo, e fatores microclimáticos, que influenciam fortemente a variação do risco de incêndios, não foi possível aferir a precisão dos modelos.

A análise dos riscos obtidos mostra que a área do Parque sempre apresenta risco de queima, devendo estar sobre monitoramento contínuo no sentido de se planejar combates e evitar grandes eventos de fogo. As áreas de risco se repetem com frequência estando, em sua maioria, relacionadas às fisionomias definidas como Campo.

A parcialidade dos produtos decorrente da subjetividade dos julgamentos não é eliminada pela ponderação, mas a verificação da consistência permite identificar julgamentos incoerentes. Através da análise das Razões de Consistência foi possível analisar que as mesmas apresentaram valores dentro dos limites estabelecidos pelo método no que se refere ao julgamento subjetivo dos itens analisados.

O mapeamento do risco de incêndio norteia a prevenção de grandes eventos de fogo que possam agir de forma a prejudicar a biodiversidade e a comunidade do entorno do Parque. Portanto, mesmo não gerando modelos definitivos quanto ao mapeamento do risco, pode-se afirmar que os mesmos podem ser utilizados como produtos auxiliares para o manejo PNCD, já que promovem uma estimativa do potencial de risco referente a cada ano.

Apesar da falta de dados para aferir estatisticamente os resultados obtidos com a realidade de campo, a variação de risco correspondeu com anos de maior e menor registro de fogo o que sugere viabilidade na aplicação do método para o fim proposto. Ainda assim, ressalta-se que o mesmo seja aprimorado, principalmente no que se refere à obtenção de dados e testes de índices de vegetação.

Ao longo do desenvolvimento do método algumas problemáticas surgiram, o principal deles refere-se à disponibilidade de dados. O presente trabalho sugere que existam soluções tangíveis para sanar este problema. Estas soluções podem ser exemplificadas por três principais aspectos: 1) mapeamento das áreas queimadas, a fim de gerar dados consistentes para análises estatísticas apuradas; 2) a instalação de estações para coleta de dados climatológicos ao longo do Parque; 3) obtenção de imagens de satélites, mesmo que proprietários, para que se minimize a interferência de nuvens ao longo do ano. Com o suprimento destas lacunas, ou pelo menos de algumas delas, o método pode apresentar resultados mais precisos e será possível promover seu aperfeiçoamento.

Outra lacuna que também pode ser trabalhada refere-se aos índices de vegetação. Poucos trabalhos de validação de índices de vegetação foram realizados no Parque Nacional da Chapada

Diamantina. Um trabalho sistemático de coleta de material combustível e sua comparação com produtos provenientes da transformação espectral de imagens de satélites podem gerar resultados de grande relevância na estimativa de risco de incêndio.

No que tange ao manejo do fogo, o presente estudo espera contribuir com as técnicas de monitoramento, prevenção e combate empregadas no Parque Nacional da Chapada Diamantina. Espera-se que o emprego do método possa esclarecer sobre o que pode vir a ocorrer em um determinado ano, beneficiando assim a conservação da biodiversidade local e as atividades antrópicas desenvolvidas na região, tais como a agricultura, a agropecuária e o turismo.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi apoiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), por meio do edital CNPq/MCTI nº 441271/2023-5 Presente, Passado e Futuro da Biodiversidade do Semiárido: Inventários, Monitoramento, Impactos das Mudanças Climáticas e Implicações para o Uso e Conservação da Flora, Fauna e Fungos. W.J.F.R. foi apoiado por bolsa de produtividade em pesquisa do CNPq (processo nº 314954/2021-0), Projeto Prospecta 4.0 CNPq (processo nº 407907/2022-0) e pelo projeto 30202010010121001 CTBIO FINEP, associada ao Centro Temático de Bioeconomia do Semiárido (UEFS CTBio-CIMATEC SERTÃO). Os autores agradecem ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estudos Interdisciplinares e Transdisciplinares em Ecologia e Evolução (INCT IN-TREE), financiado pelo CNPq (408930/2024-1), pela CAPES (88887.195651/2025-00) e pela FAPESP. Financiamento adicional foi fornecido pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), por meio do programa Bioeconomia, Recursos Hídricos e Sustentabilidade Ambiental na Bahia, no âmbito da Chamada nº 38/2022, Acordo de Cooperação Técnica nº 294/2023 e Termo de Outorga nº PPF0003/2023. Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente (PPGM/UEFS) pelo apoio institucional, bem como ao SENAI CIMATEC pela contribuição no desenvolvimento científico e tecnológico voltado à inovação aplicada.R.N.V. foi apoiado pelo INCT IN-TREE e agradece a bolsa SET-G 30202010010121001 CTBIO FINEP, associada ao Centro Temático de Bioeconomia doSemiárido (UEFS CTBio-CIMATEC SERTÃO), vinculado a Projetos Especiais.

REFERÊNCIAS

ARANHA, J., & ALVES, G. Criação de um Índice de Perigo de Incêndio para o Vale do Alto Tâmega. Anais VI Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica, Oeiras, Portugal. p. 14-27, 2001.

BATISTA, A. C. Mapas de Risco: uma alternativa para o planejamento de controle de incêndios florestais. Revista Floresta. n. 30, p.45-54, 2000.

BATISTA A. C.; OLIVEIRA D. S e SOARES R. S. Zoneamento de Risco de Incêndios Florestais para o Estado do Paraná. FUPEF Série Técnica. Curitiba, n. 02, 86pp, 2002.

BERLINCK, C.N.; LIMA, L. H. A. e GONÇALVES, C.N. O Parque Nacional da Chapada Diamantina e a emissão de gases de efeito estufa. Ciência Hoje, v.46, n.276, p. 28-33, 2010.

BESERRA, M. M. L.; FERREIRA, L. M.; GONÇALVES, C. N. e CASELLA, P. L. C. Plano de manejo para o Parque Nacional da Chapada Diamantina. Instituto Chico Mendes. IBAMA. Brasília, 2007.

CECCATO, P.; FLASSE, S.; TARANTOLA, S.; JACQUEMOUD, S.; GRÉGOIRE, J.-M. Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. Remote Sensing of Environment, v. 77, n. 1, p. 22-33, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00191-2.

CHEN, K. P.; BLONG, R.; JACOBSON e C. MCE-RISK. Integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards. Environmental Modelling & Software. v.16, n.4, p.387-397, 2001.

CHUVIECO, E.; AGUADO, I.; YEBRA, M.; NIETO, H.; SALAS, J.; MARTÍN, M. P.; VILAR, L.; MARTÍNEZ, J.; MARTÍN, S.; IBARRA, P.; DE LA RIVA, J.; BAEZA, J.; RODRÍGUEZ, F.; MOLINA, J. R.; HERRERA, M. A.; ZAMORA, R. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. Ecological Modelling, v. 221, n. 1, p. 46-58, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.017.

COLLISCHONN, B. Uso de precipitação estimada pelo satélite TRMM em modelo hidrológico distribuído. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.128pp, 2006.

CONCEIÇÃO, A. A.; ALENCAR, T. G.; SOUZA, J. M.; MOURA, A. D. C. e SILVA, G. A. Massive post-fire flowering events in a tropical mountain region of Brazil: High episodic supply of floral resources. Acta Botanica Brasilica. v.27, n.4, p.847-850, 2013.

COSTA, G. M. Regeneração da Vegetação Campestre sobre distúrbio de fogo na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana. 76pp, 2011.

DINDAROGLU, T. et al. Evaluation of geomorphometric characteristics and soil properties after a wildfire using Sentinel-2 MSI imagery for future fire-safe forest. Fire Safety Journal. v. 122, p.1-19, 2021.

EASTMAN, J. R. Decision support: strategy analysis. Idrisi 32: Guide to GIS and image processing. Worcester: Clark Labs, Clark University, v. 2, 22pp, 2001.

FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C. e FERREIRA, M.E. Sensoriamento remoto da vegetação: evolução e estado-da-arte. Acta Sci. Biol. Sci, v. 30, n. 4, p. 379-390, 2008.

FRANÇA, H.; NETO, M. B. R.; SETZER, A. O Fogo no Parque Nacional das Emas. Biodiversitas, Brasília, 2007.

FUNCH, L. S.; FUNCH, R.; BARROSO, G. M. Phenology of gallery and montane forest in the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. Biotropica. n. 34, p. 40 50, 2002.

FUNCH, R. R. Avaliação dos limites do Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil, através de análise da vegetação. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação em Botânica. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana. 270pp, 2006.

GAO, B. C. NDWI - A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space. Remote Sensing of Environment. v. 58, n. 3, p. 257-266, 1996.

GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J.R.; HARLEY, R.M. Espinhaço range region, Eastern Brazil. In: DAVIS, S.D.; HEYWOOD, V.H.; HERRERA-MACBRYDE, O.;, 1997. VILLA LOBOS, J. e HAMILTON, A.C. (orgs.). Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for their Conservation. IUCN Publications Unit. v.3: p. 397-404.

GOLDAMMER, J. G. Fire in Tropical Biota. Springer-Verlag, Berlin, 1990.

GONÇALVES, C.N.; MESQUITA, F.W.; LIMA, N. R. G.; COSLOPE, L. A. e. LINTOMEN, B.S. Recorrência dos Incêndios e Fitossociologia da Vegetação em Áreas com Diferentes Regimes de Queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina. Biodiversidade Brasileira. n. 2, p. 161-179, 2011.

GONDIM, T. S. A.; ROCHA, W. J. S. F. Estimativa de fitomassa através de, 2011. NDVI no Parque Nacional da Chapada Diamantina. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba. p. 6066 6072.

IBAMA. Incêndios Florestais. Disponível em http://www.ibama.gov.br/perguntas-frequentes/incendios-florestais Acessado em 08/04/2013.

JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres. Tradução da 2ª edição. J. C. N. Epiphanio (org). Parêntese Editora, São José dos Campos, 2009.

KUMMEROW, C.; SIMPSON J.; THIELE, O.; BARNES, W.; CHANG, A. T. C.;. STOCKER, E.; ADLER, R. F.; HOU, A.; KAKAR, R.; WENTZ, F.; ASHCROFT, P.;. KOZU, T.; HONG, Y.; OKAMOTO, K.; IGUCHI, T.; KUROIWA, H.; IM, E.;. HADDAD, Z.; HUFFMAN, G.; FERRIER, B.; OLSON, W. S.; ZIPSER, E.; SMITH, E. A.; WILHEIT, T. T.; NORTH, G.; KRISHNAMURTI, T. e NAKAMURA, K. The Status of the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) after Two Years in Orbit. Journal of Applied Meteorology. v.12, n. 39, p.1965-1982, 2000.

MA, Q. et al. Evaluating the uncertainty of Landsat-derived vegetation indices in quantifying forest fuel treatments using bi-temporal LiDAR data. Ecological Indicators. v. 95, p 298310, 2018.

MALCZEWSKI, J. GIS and multicriteria decision analysis. John Wiley, New York, 1999.

MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. International Journal of Geographical Information Science, v. 20, n. 7, p. 703-726, 2006. DOI: https://doi.org/10.1080/13658810600661508.

NOLASCO, M. C.; LIMA, C. C. U.; ROCHA, W. F. e RÊGO, M. J. M. Aspectos Físicos da Serra do Sincorá, Chapada Diamantina (BAHIA). In: FUNCH, L. S.; FUNCH, R.R.; QUEIROZ, L. P. (orgs.) Serra do Sincorá: Parque Nacional da Chapada Diamantina. 1ª ed. Radami. Feira de Santana, BA. p.17-33, 2008.

NURDIANA, A. e RISDIYANTO, I. Indicator determination of forest and land fires vulnerability using Landsat-5 TM data (case study: Jambi Province). Procedia Environmental Sciences. V. 24, p.141 151, 2015.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. Fire Ecology, v. 7, n. 1, p. 24-39, 2011. DOI: https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024.

QUAN, X. et al. Global fuel moisture content mapping from MODIS. International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation. v. 101, p. 1-15, 2021.

QUEIROZ, L. P.; FUNCH, L. S.; FUNCH, R. R. Vegetação da Chapada Diamantina ênfase no Parque Nacional da Chapada Diamantina. In: FUNCH, L. S.; FUNCH, R. R.;

QUEIROZ, L. P. (orgs.) Serra do Sincorá: Parque Nacional da Chapada Diamantina. 1ª ed. Radami. Feira de Santana, BA. p.35-47, 2008.

RAMOS, P. C. M. Sistema nacional de prevenção e combate aos incêndios florestais. Fórum Nacional Sobre Incêndios Florestais, Piracicaba. p. 23-38, 1995.

REAZIAT, A. Evaluation of Factors Affecting Successful Decision Making for Business to Business International Marketing Efforts. Departamento de Administração de Negócios e Ciências Sociais. Universidade de Tecnologia de Leleå. 176p, 2007.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In:, 2008. SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). Cerrado: ecologia e flora. Embrapa. Brasília, 2008.

SAATY, T. L. Método de Análise Hierárquica. Makron Books. São Paulo, 1991.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. Journal of Mathematical Psychology, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977. DOI: https://doi.org/10.1016/0022-2496(77)90033-5.

SAATY, T. L. The Analytic Hierarchy Process. McGraw-Hill. New York, 1980.

SAATY, T.L. Fundamentals of Decision Making and Priority Theory. 2ª ed, 2000. RWS Publications Pittsburgh, PA. SALAS, J.; CHUVIECO, E. Geographic information systems for wildland fire risk mapping. Wildfire. Washington. v. 3, n.2, p. 7-13, 1994.

SISMANOGLU, R.A.; SETZER, A.; LOPES, A. L.; SEDEÑO, E.V. Risco de Fogo para a vegetação de Cuba: comparação entre duas versões para 2010 utilizando dados do Satélite TRMM e SYNOP. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Curitiba. p. 8004-8011, 2011.

SIVRIKAYA, F.; KÜÇÜK, Ö. Modeling forest fire risk based on GIS-based analytical hierarchy process and statistical analysis in Mediterranean region. Ecological Informatics, art. 101537, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101537.

SOARES, R. V. Incêndios Florestais: controle e uso do fogo. FUPEF. Curitiba, 1985.

SOARES, R. V. e BATISTA, A. C. Planos de Proteção contra incêndios florestais. Anais da IV Reunião Técnica Conjunta FUPESB/SIF/IPEF e II Curso de Atualização em Controle de Incêndios Florestais, p. 140-150, 1997a.

SOARES, R. V. e BATISTA, A. C. Manual de prevenção e combate a incêndios florestais. Convênio IAP/FUPEF. Curitiba, 1997b.

SOARES, R. V. e BATISTA, A. C. Incêndios Florestais: controle, efeitos e uso do fogo. FUPEF. Curitiba, 2007.

VASCONCELOS, D. Zoneamento de Risco a Incêndios Florestais para o Morro do Cristo em Juiz de Fora MG. Dissertação de mestrado. Mestrando Ecologia. Universidade Federal de Juiz de Fora. 121p, 2008.

WHELAN, R. J. The ecology of fire. Cambridge University Press. Cambridge, 1995.

WILSON, E. H.; SADER, S. A. Detection of forest harvest type using multiple dates of Landsat TM imagery. Remote Sensing of Environment, v. 80, n. 3, p. 385-396, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00318-2.

WU, Z. et al. Vegetation Burn Severity Mapping Using Landsat-8 and WorldView-2. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. p. 143-154, 2015.

ZARCO-TEJADA, P. J.; RUEDA, C. A. e USTIN, S. L. Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. Remote Sensing of Environment. v. 85, p. 109-124, 2003.