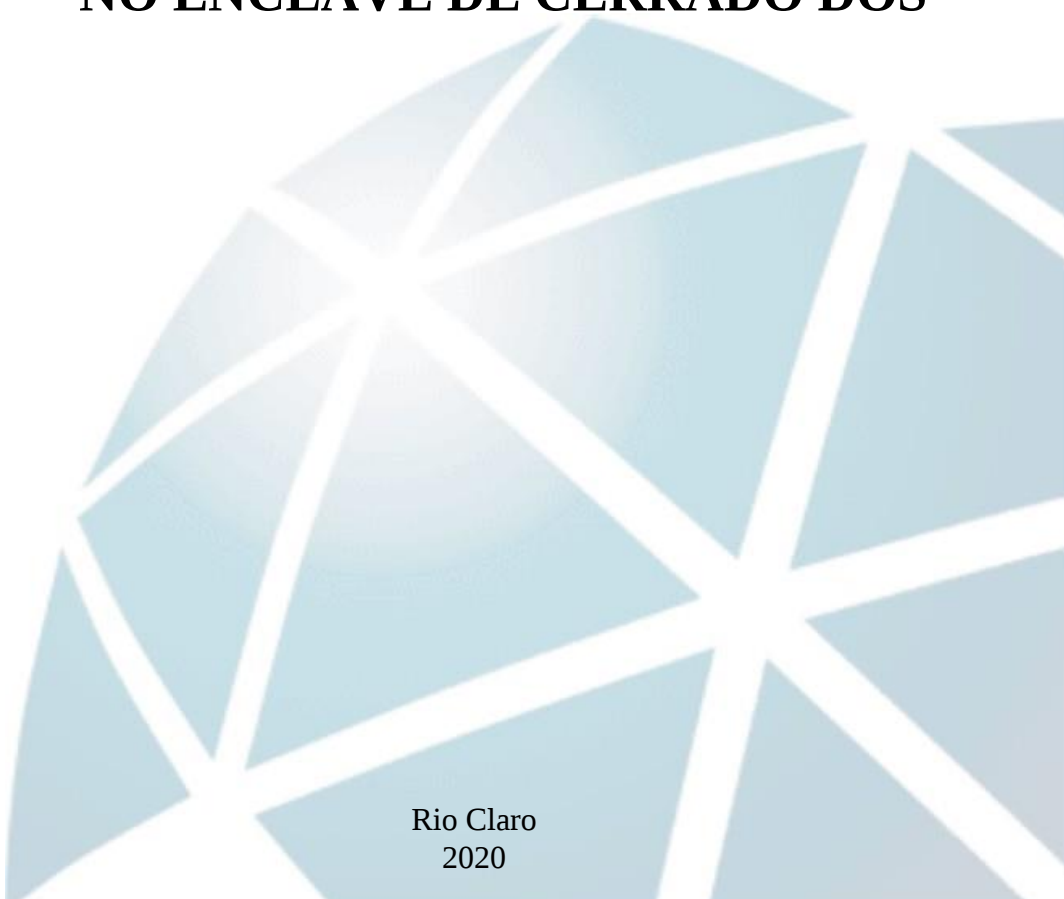

ECOLOGIA

MATHEUS TORRES WALDER

**MAPEAMENTO DOS PADRÕES ESPAÇO-
TEMPORAIS DE INCIDÊNCIA DO FOGO
NO ENCLAVE DE CERRADO DOS**



Rio Claro
2020

Matheus Torres Walder

MAPEAMENTO DOS PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DE INCIDÊNCIA
DO FOGO NO ENCLAVE DE CERRADO DOS CAMPOS AMAZÔNICOS

Orientador: Dr. Daniel Borini Alves

Supervisora: Profa. Assoc. Alessandra Fidelis

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de
Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho” - Campus de Rio Claro, para obtenção do grau de Ecólogo.

**Rio Claro - SP
2020**

W163m Walder, Matheus Torres
Mapeamento dos padrões espaço-temporais de incidência do fogo
no Enclave de Cerrado dos Campos Amazônicos / Matheus Torres
Walder. -- Rio Claro, 2020
36 p. : il., tabs., fotos, mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) -
Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio
Claro
Orientador: Daniel Borini Alves

1. Fogo e ecologia. 2. Sensoriamento remoto. 3. Ecologia de
paisagens. 4. Ecologia dos cerrados. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Dora, meu pai Rodolfo, meu irmão Thiago e toda minha família que sempre estiveram presentes e apoiaram toda minha caminhada na vida acadêmica e sempre ajudaram direta e indiretamente nela.

Ao meu orientador Dr. Daniel Borini Alves, por ter aceitado me orientar e compartilhado tantos conhecimentos e boas conversas durante essa jornada e principalmente pela paciência em me guiar durante os processos do mesmo.

Ao Prof. Dr. Thiago Sanna Freire Silva, que além das ótimas aulas esteve presente na formação da ideia do meu trabalho e indicou o Dr. Daniel Borini Alves para me orientar. À Prof. Dra. Alessandra Fidelis, pelas revisões muito pertinentes que proporcionou para melhorar o trabalho final.

À minha grande amiga Karen, que deu apoio direta e indiretamente para que eu comesse e desse sequência no trabalho, sempre me apoiando mesmo a distancia.

Às amigas formadas durante a jornada na graduação em especial a Antonio (Uei), Heitor (Pikachu), Júlio (Caxa), Igor (Presida), Amanda (Cinderela), Gabi, Dhemerson (Mush), Augusto (Daqui), Caio (Pelado), Larissa (Indaia) e muitos outros que estiveram presentes e são tão especiais quanto.

Às amigas do ensino médio que permanecem até hoje e que espero que durem ainda mais, Mari, Luis, Bruno, Akio, Adriana, Camila, Moises, Rafa, Lu, Roger, Léo, Nathan e Felipe.

A toda turma da Ecologia 2015, que fizeram a graduação ser algo ainda mais especial e geraram tantos momentos bons.

Aos professores que estiveram presente durante a graduação, Tadeu, Miltinho, Mauro, Maria Inez, Thiago, Saldanha, Nacho e Zezé, que fizeram meu amor pela ecologia aumentar ainda mais.

E a todos meus parentes e amigos que infelizmente não estão mais presentes, mas que carrego no coração com muito amor e carinho.

Por fim, agradeço também ao Conselho Nacional de Pesquisas e Desenvolvimento (CNPQ, processos número 154660/2018-3; e 441968/2018-0) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo número 2019/07357-8), que financiam atividades de pesquisa no Parque Nacional dos Campos Amazônicos, com as quais os resultados do atual trabalho se vinculam.

RESUMO

Um dos principais agentes na dinâmica de processos ecológicos e modelador em ecossistemas inflamáveis é o fogo. Porém, com a influência do homem e também como resultado das mudanças climáticas recentes, os regimes de queimas têm sofrido alterações significativas, podendo tornar as queimadas mais severas e causando maiores impactos ao ambiente. Desse modo, o monitoramento de queimadas se mostra essencial para melhor compreensão da intensidade, frequência, e efeitos do regime de queimas, tanto natural quanto antrópico, dentro dos ecossistemas inflamáveis. Nesse intuito, o objetivo deste trabalho foi mapear e analisar o regime de queimas no Enclave do Cerrado dos Campos Amazônicos (ECCA), utilizando séries multitemporais de imagens dos satélites Landsat. Mais precisamente, foram identificadas as áreas queimadas no período de 1984 até 1999, complementando, integrando e analisando uma série temporal já existente para o ECCA (2000-2019). Para isso, contou-se com o uso da plataforma *Google Earth Engine* (GEE), e da ferramenta semiautomática *Burned Area Mapping* (BAM). A avaliação da acurácia dos mapeamentos foi realizada calculando os índices de acerto geral, omissão, comissão e coeficiente de Dice. Mediante álgebra de mapas, o histórico de queimadas atualizado foi utilizado para geração de mapas de número de ocorrências, frequência e última queima do ECCA, sendo gerado também o mapa da relação entre cobertura vegetal e frequência de fogo. O algoritmo apresentou bons níveis de acerto de mapeamento, com índices muito baixos de comissão ($\cong 2\%$) e moderado-baixo de omissão ($\cong 23\%$), estes últimos bastante associados a limitações de disponibilidade de imagens livre de nuvens na geração dos compilados anuais de imagens. Na série de 36 anos de estudo (1984–2019), aproximadamente 19097 km² do ECCA foram registrados como queimados, podendo se destacar os anos de 1988, 2005 e 2014, onde mais de 35% da sua área total foi afetada. Em termos de frequência e ocorrência, destaca-se que a maioria do enclave (43%) queima com uma frequência média (ao menos uma ocorrência num intervalo superior a 3 e inferior a 8 anos). Áreas com baixa cobertura vegetal arbórea (0-15%) são as que o fogo ocorre com maior frequência (em média a cada 5,3 anos). Pôde-se ainda verificar que cerca de 976 km² do ECCA não apresentaram queimas na série estudada. Em termos gerais, se verificou a eficácia do algoritmo e a importância do aprimoramento do mesmo, para cada vez melhor monitorar o fogo e seus impactos, de modo que tais informações são essenciais para a melhor compreensão da dinâmica ecológica destas áreas.

Palavras chave: Regime de queimas, sensoriamento remoto, Landsat, savana amazônica.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	3
2. MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	5
2.1. Área de estudo.....	5
2.2. Metodologia	6
2.2.1. Acesso as imagens e detecção anual das áreas queimadas	6
2.2.2. Avaliação da acurácia dos mapeamentos realizados com BAM.....	8
2.2.3 Integração e análise da série temporal de áreas queimadas	10
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	11
3.1. Validação do mapeamento realizado com BAM.....	11
3.2. Histórico anual de queimas	12
3.3. Número de ocorrência, frequência e último ano de queima.	16
3.4. Relações entre os tipos de cobertura vegetal e os intervalos de fogo.....	20
4. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	23
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25
6. ANEXOS.....	31
6.1. Anexo A: Fotografias da área de estudo	29
6.2. Anexo B: Tabelas complementares geradas dos mapeamentos de áreas queimadas.....	30
6.3. Anexo C: Scripts utilizados para validação e geração de mapas.....	31

1. INTRODUÇÃO

Em escala global, a forte influência de fatores macroestruturais (climáticos, latitudinais e geomorfológicos, principalmente) na composição e distribuição da biota terrestre é reconhecida e está presente em diversos estudos ecológicos e biogeográficos tradicionais (e.g. SCHIMPER, 1898; WALTER, 1931). Fatores como aqueles derivados das relações entre temperatura e regime de precipitação demonstram-se muito importantes para explicar a distribuição de ecossistemas globais majoritários, tais como os desertos, as tundras e as florestas (WHITTAKER, 1975; WOODWARD *et al.*, 2004).

Outro importante fator na dinâmica global da estrutura da vegetação de ecossistemas inflamáveis é o fogo, por muito tempo desconsiderado por muitos estudos de modelagem de processos ecológicos em ampla escala (BOND *et al.*, 2005). A origem do fogo se associa aos primeiros registros de plantas na Terra, por volta de 420 milhões de anos atrás (SCOTT; GLASPOOL, 2006), onde as plantas atuam como material combustível para o fogo e sendo somente necessária uma fonte de calor para a ocorrência do mesmo, podendo ela ser de origem natural como raios e vulcanismos. (PAUSAS; KEELEY, 2009). Nos ecossistemas inflamáveis as espécies de plantas acabam apresentando adaptações ao regime de queimas do mesmo, pois o fogo acaba atuando como um agente de seleção no meio. (BOND; KEELEY, 2005; BOWMAN, 2000; KEELEY, 2009).

Nas savanas neotropicais da América do Sul, fogo está presente há aproximadamente 10 milhões de anos (SIMON *et al.*, 2009), pretérito ao registro dos primeiros assentamentos humanos da região, há aproximadamente 16 mil anos (POSTH *et al.*, 2018). Isto põe em evidência a influência do fogo na evolução das áreas de Cerrado (savana neotropical), associados principalmente à ocorrência de raios (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000).

O regime de fogo também cumpre um importante papel para a ciclagem de nutrientes e para a manutenção da diversidade e da estrutura dos habitats (COUTINHO, 1990; FIDELIS; PIVELLO, 2011). Porém, é consenso que as últimas décadas estiveram marcadas por fortes alterações dos regimes de fogo, relacionadas principalmente à ampliação das atividades antrópicas, que resultam em maiores níveis de recorrência de fogo e possibilita a ocorrência de incêndios em períodos mais críticos de seca (ARAGÃO *et al.*, 2008).

Queimadas frequentes ou até mesmo a alteração da época de queima podem resultar impactos severos nos ecossistemas (PAUSAS; KEELEY, 2009). Por outro lado, mudanças do regime de queima também são registradas por conta da exclusão do fogo afetando

negativamente espécies típicas de áreas abertas com o adensamento de espécies lenhosas (“*woody encroachment*”) (ARCHER *et al.*, 2017), e favorecendo a ocorrência de grandes incêndios pelo maior acúmulo de material combustível (FIDELIS *et al.*, 2018; SCHMIDT *et al.*, 2018). Além disso, mudanças climáticas recentes têm contribuído na alteração de regimes de queimas, aumentando o risco de incêndios e a frequência de ocorrência destes eventos extremos (WILLIAMS *et al.*, 2001). Todos estes fatores ressaltam a importância de monitorar o regime de queimas sobre o Cerrado, dando subsídio para ações estratégicas voltadas à conservação destas áreas.

Para avançar no entendimento do regime de queimas sobre a superfície terrestre, são essenciais as informações geradas através de sensores remotos, principalmente no que se refere a informação de satélites (PEREIRA, 2003). Imagens derivadas da série de satélites Landsat demonstraram ser uma importante fonte de informação, permitindo, entre outras aplicações, o mapeamento e análise de padrões espaciais de incidência de áreas queimadas, como se faz possível com o uso da ferramenta *Burned Area Mapping* (BAM, BASTARRIKA *et al.*, 2014). Oferecem, portanto, informações úteis para a análise de áreas afetadas pelo fogo com um ciclo de revisita de 16 dias (que se reduz a 8 dias nos períodos de funcionamento mútuo de mais de um sensor), desde 1984 até os dias atuais.

Um fator que vem auxiliando cada vez mais na capacidade de monitoramento é o surgimento e aperfeiçoamento de plataformas online de processamento de informações espaciais, sendo um destaque para os mesmos a plataforma Google Earth Engine (GEE, GORELICK, *et al.* 2017). O seu surgimento simplifica uma série de procedimentos prévios a análise de séries temporais de sensoriamento remoto, não exigindo, por exemplo, a tradicionalmente custosa etapa de download de imagens, que permanecem nos servidores online e permitem o seu rápido e ampliado acesso e processamento. Permitem o monitoramento de diversos fatores ambientais, podendo-se citar como exemplo o trabalho de Hansen *et al.* (2013), que caracterizou tanto a perda quanto o ganho de florestas globais por um período de 12 anos usando o GEE. Outro exemplo de monitoramento ambiental realizado através do GEE é o de regeneração pós-fogo realizado por Souldard *et al.* (2016), que analisou no período de 1985 a 2012 como a vegetação do Parque Nacional Yosemite (EUA) se modificou após sucessivas queimadas.

Tais processos são possíveis através do GEE, pois o funcionamento do mesmo permite que seja realizado a programação dentro da plataforma e a mesma tem acesso ao compilado de imagens de diversos satélites, como por exemplo os produtos derivados das séries Landsat, MODIS, Sentinel, entre outras (GORELICK, *et al.* 2017). A disponibilidade destas imagens permite que se realize o monitoramento tanto de anos atuais quanto de anos mais anteriores, garantidos pela

padronização de qualidade das séries temporais de imagens, que dispõe de ajustes radiométricos, geométricos e atmosféricos cada vez mais aprimoradas (VERMOTE *et al.*, 2016; ZHU *et al.*, 2015).

Nesta perspectiva, o presente estudo buscou fazer uso das séries multitemporais de imagens Landsat para espacializar os padrões espaciais e temporais de áreas afetadas pelo fogo do maior enclave de savana tropical da Amazônia Meridional, o Enclave de Cerrado dos Campos Amazônicos (ECCA), mediante o uso do algoritmo semiautomático BAM implementado no GEE. Mais precisamente, tem-se como objetivo geral mapear a incidência do fogo anual da área desde 1984 até 1999, complementando, integrando e analisando uma série temporal já existente para o ECCA (2000-2019) associada aos trabalhos de Alves e Pérez-Cabello (2017). Isso resultará em informações amplas sobre as características do regime do fogo na área, gerando dados que contribuirão com o processo de gestão territorial e oferecerão subsídios para o plano de manejo do fogo da área.

Além disso, pretende-se responder as seguintes perguntas: Qual é o nível de acerto do algoritmo semiautomático aplicado no comparativo com mapeamentos de referência? Com que frequência média o fogo incidiu sobre as fisionomias vegetais do ECCA nos últimos 35 anos? Que relações se estabelecem entre os níveis de frequência de fogo mapeados e a proporção de cobertura vegetal arbórea existente atualmente no ECCA?

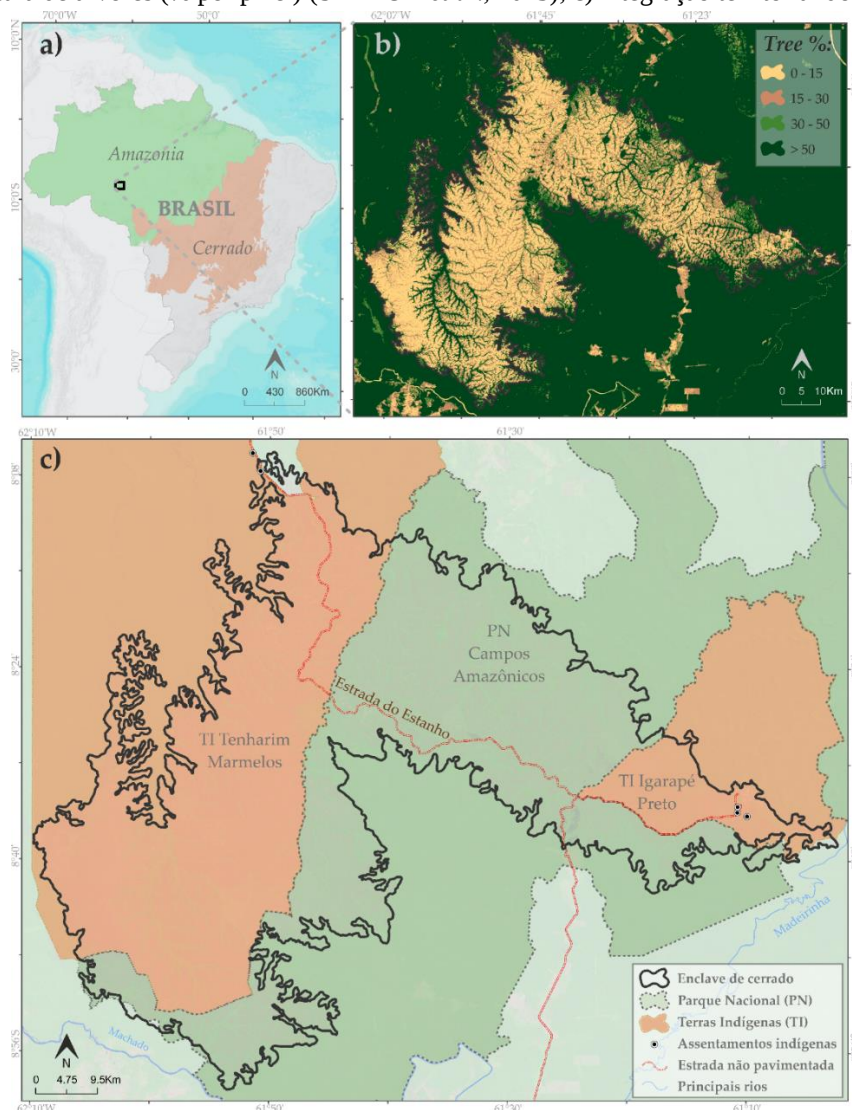
2. MATERIAL E MÉTODO

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em áreas do Enclave de Cerrado dos Campos Amazônicos (ECCA) (**Figura 1**), com um total 4342 km². Atualmente, a maior parte deste enclave corresponde a áreas protegidas, com 47% pertencente ao Parque Nacional dos Campos Amazônicos (PNCA), 46% e 5% situados nas Terras Indígenas Tenharim Marmelos e Tenharim Igarapé Preto, respectivamente (ICMBIO, 2016).

O enclave corresponde a uma área de predomínio de fisionomias savânicas em meio a uma grande área de predomínio de floresta amazônica, sendo classificada como savana amazônica disjunta (RATTER *et al.*, 2003). O atual padrão de vegetação da área reflete as dinâmicas das grandes mudanças climáticas dos períodos Terciário e Quaternário, além dos fatores ambientais atuais (CARNEIRO FILHO, 1993). Representa uma vegetação relictual remanescente de climas anteriores, isolada da área core do Cerrado, sendo a sua proteção significativamente importante para a conservação da biodiversidade, protegendo inclusive possíveis processos de especiação em andamento (ICMBIO, 2016). Fotografias aéreas da área de estudo podem ser vistas no Anexo A.

Figura 1. Mapa da área de estudo: a) o ECCA em meio a uma área de predomínio do bioma Amazônia; b) cobertura de árvores (% por pixel) (SEXTON *et al.*, 2013); c) integração territorial do ECCA.



Fonte: adaptado de Alves e Pérez-Cabello, 2017.

2.2. Metodologia

2.2.1. Acesso às imagens e detecção anual das áreas queimadas

Como principal fonte de dados multitemporais, contou-se com uma série extensa de dados de sensoriamento remoto, e mais precisamente a série temporal dos sensores Landsat 5 TM (*Thematic Mapper*) (em operação no período de 1984-2011) e Landsat 7 ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) (em operação desde 1999 aos dias atuais). Esta série é disponibilizada gratuitamente pelo *Center for Earth Resources Observation and Science - United States Geological Survey* (EROS - USGS) (USGS, 2017), sendo aqui acessada a partir da plataforma GEE. Mais precisamente, fez-se uso dos produtos da sua mais nova coleção (*Landsat Collection 1 Surface Reflectance Level-2 Science Products*), que permite dispor de informações já preparadas para a

análise multitemporal (processadas com correções radiométricas, geométricas e atmosféricas). A série dispõe de uma imagem a cada 16 dias (que se reduz a 8 dias quando da operação simultânea dos sensores TM e ETM+), com uma resolução espacial de 30m, e bandas espectrais em regiões sensíveis aos impactos do fogo sobre a vegetação, tais como o infravermelho próximo (NIR) e o infravermelho de ondas curtas (SWIR) (TRIGG; FLASSE, 2000).

Para a extração de áreas queimadas das séries Landsat, na literatura se dispõe de uma série de métodos automáticos e semiautomáticos (e.g. BASTARRIKA *et al.*, 2014; MELCHIORI *et al.*, 2014; SHIMABUKURO *et al.*, 2015). A grande desvantagem do método de interpretação visual está no tempo gasto, que praticamente inviabiliza a geração de longas séries temporais em vastas áreas, pois exigem a conferência e análise de centenas de imagens. Uma alternativa bastante utilizada na literatura é o algoritmo semiautomático BAM (*Burned Area Mapping*), proposto por Bastarrika *et al.* (2014), que exige do usuário o treinamento de amostras (indicação de pontos queimados), que são utilizados pelo algoritmo para calcular limiares de variações na refletância de superfície e gerar polígonos de áreas queimadas.

Este algoritmo foi recentemente disponibilizado pelo seu desenvolvedor em forma de *script* para aplicação junto ao GEE para imagens da série do satélite Sentinel 2, sendo aqui utilizada uma versão adaptada (que integra as coleções Landsat) e otimizada (que incorpora bandas de qualidade para melhor filtragem de anomalias atmosféricas da série) desenvolvida dentro do projeto “Monitoramento dos padrões temporais e espaciais dos regimes de fogo e acúmulo de material combustível em unidades de conservação com fisionomias campestres e savânicas” (CNPQ, n. 441968/2018-0), coordenado pela Profa Dra Alessandra Fidelis (UNESP-Rio Claro).

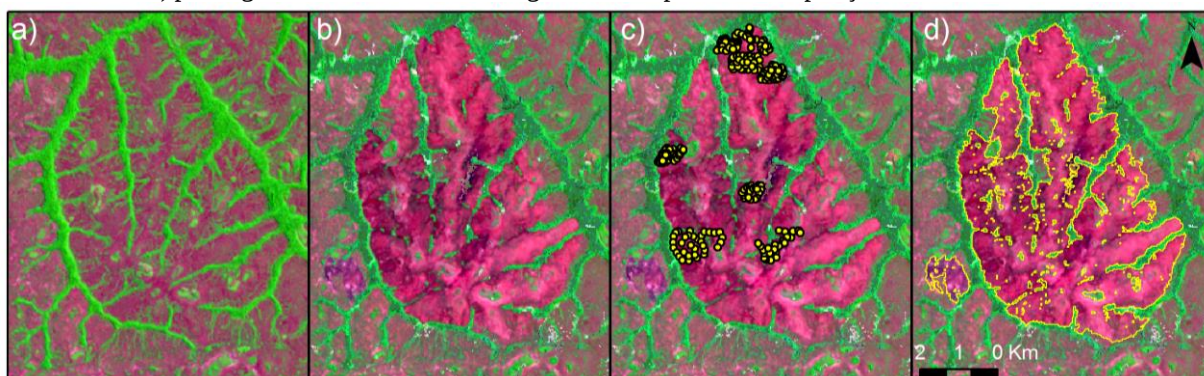
A geração das imagens anuais se iniciou com a compilação de todas as imagens Landsat de cada ano alvo de mapeamento em imagens únicas, utilizando o critério de máximo valor do índice espectral *Normalized Burned Index* (NBR). Este índice é calculado a partir da relação de bandas espectrais (NIR-SWIR/NIR+SWIR) e é sensível a vegetação afetada pelo fogo, fazendo com que a imagem composição única reflita, portanto, uma diferenciação visual genérica entre pixels queimados e não queimados neste intervalo temporal selecionado.

Seguindo o roteiro proposto pelo algoritmo, passou-se então a realizar um treinamento de amostras (indicação de pontos) considerados queimados sobre a imagem de composição anual. Esta é a etapa que exige uma participação ativa e interpretativa do usuário, o que caracteriza o algoritmo como semiautomático, e não automático. Este processo se realizou em um Sistema de Informação Geográfica (SIG), no software QGIS 2.18, criando um arquivo *shape* de pontos para cada ano alvo de mapeamento. Em seguida, realizou-se a aplicação do

algoritmo BAM para cada ano da série, em ambiente GEE, que exige para o seu processamento três indicações: o arquivo *shape* de treinamento de amostras queimadas, o perímetro da área de estudo e a indicação do intervalo temporal a ser mapeado. Esse procedimento foi repetido para cada ano da série de interesse de mapeamento (1984 a 1999), e adicionalmente para determinados anos da série temporal que já se contava com um mapeamento com alta precisão (2004, 2007, 2010, 2016 e 2018), para medir a acurácia de acerto do método aplicado (ver seguinte subseção).

A Figura 2 sintetiza as etapas de aplicação do algoritmo, que funciona identificando variações de refletância de superfície na sequência temporal de imagens disponíveis, sintetizados em índices espectrais, tais como o NBR e o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI, BASTARRIKA *et al.*, 2014). A partir dos pontos de treinamento que são gerados (Figura 2c), calculam-se limiares que, integrados a uma lógica de extrapolação do algoritmo, permitem diferenciar áreas que foram atingidas com queimas e áreas que não sofreram, gerando-se assim polígonos de áreas queimadas (Figura 2d).

Figura 2. Demonstração do modo de detecção de áreas queimadas onde: a) representa uma área que não apresenta queimas (imagem Landsat pré-fogo de 28/07/1993); b) demonstração de como se apresentam cicatrizes de queimas na imagem composição do ano de 1993; c) treinamento de pixels queimados; d) detecção de áreas queimadas (polígonos amarelos) pelo algoritmo BAM. Todas as imagens estão dispostas na composição R-G-B/SWIR-NIR-Red.



Fonte: Autoral, 2020.

2.2.2. Avaliação da acurácia dos mapeamentos realizados com BAM

O mapeamento com o algoritmo BAM não se restringiu apenas ao período de complementação (1984-1999) da base de dados pré-existente (2000-2019) (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017). Foi também realizado para certos anos desta série pré-existente (2004, 2007, 2010, 2016 e 2018), visando validar o nível de acerto do mapeamento de áreas queimadas através do algoritmo. Estes cinco anos foram selecionados por sorteio entre os anos que se dispunha deste mapeamento de maior precisão, utilizado aqui como mapa de referência, realizados mediante processos de interpretação visual.

Para isso, se cria uma tabela de contingência (Tabela 1) entre os mapeamentos derivados do algoritmo BAM e os mapeamentos de referência, desde a qual é possível derivar estatísticas de matriz de erro (CONGALTON, 1991), tais como a acurácia geral (AG) (Eq.1.1), valores de erro de comissão (Ec) (Eq.1.2), erro de omissão (Eo) (Eq. 1.3) e coeficiente de Dice (CD) (Eq.1.4):

$$AG = \frac{(E_{11} + E_{22})}{(E_{11} + E_{22} + E_{21} + E_{12})} \quad (\text{Eq.1.1})$$

$$Ec = \frac{E_{12}}{E_{1+}} \quad (\text{Eq.1.2})$$

$$Eo = \frac{E_{21}}{E_{+1}} \quad (\text{Eq.1.3})$$

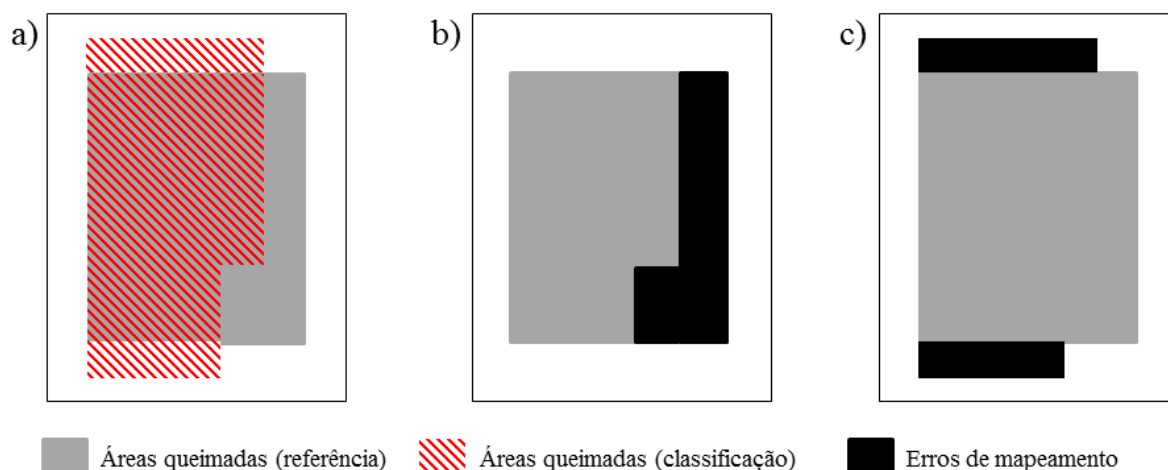
$$CD = \frac{2E_{11}}{2E_{11} + E_{12} + E_{21}} \quad (\text{Eq.1.4})$$

Tabela 1. Tabela de contingencia entre o mapeamento BAM (áreas queimadas obtidas com a classificação semi-automática) e as imagens de validação (áreas queimadas de referência).

Mapeamento BAM	Mapeamento de referência		Total
	Área queimada	Área não queimada	
Área queimada	E_{11}	E_{12}	E_{1+}
Área não queimada	E_{21}	E_{22}	E_{2+}
Total	E_{+1}	E_{+2}	1

O índice AG indica a proporção geral de acordo entre os dois mapas comparados, variando de 0 a 1 (quanto mais próximo de 1 melhor o nível de acordo). Estabelece o mesmo peso para acertos de áreas queimadas (E_{11}) ou não-queimadas (E_{22}). Os erros de omissão (Eo) ocorrem quando parte da área queimada não é identificada pelo algoritmo sendo mantido como não queimada, enquanto erros de comissão ocorrem quando o algoritmo aponta uma área não queimada como queimada, aumentando assim as áreas de queima. A Figura 3 especifica didaticamente o significado destes dois índices, que variam de 0 a 1 (quanto mais próximo de 0 melhor o nível de acordo). Por fim está o coeficiente de Dice (CD), que busca relacionar o nível de acerto apenas da categoria “queimado” com os erros de mapeamento, sendo um índice que sintetiza os erros de omissão e comissão, variando de 0 a 1 (quanto mais próximo de 1 melhor o acerto).

Figura 3. Exemplificação dos dois tipos de erros principais de mapeamento: a) imagem sobrepondo um possível exemplo de detecção de queimas pelo mapeamento de referência e pela classificação semiautomática; b) erro de omissão, onde parte da área queimada é omitida pela classificação do algoritmo; c) erro de comissão, onde a classificação do algoritmo identifica como áreas queimadas locais que não sofreram queimas.



Fonte: Autoral, 2020.

Todos estes índices foram calculados comparando os mapeamentos semiautomáticos com os mapeamentos de referência, aplicando um *script* junto ao software R (Anexo A). Deste modo foi realizada a validação das imagens geradas pelo algoritmo para que em seguida fossem realizadas as análises nas imagens geradas para a série de anos estudada neste projeto, de modo que ao final as mesmas também possam ser acrescentadas na base de dados de áreas queimadas já existente para a região, gerando assim no mapeamento de 1984-2019 para a área de estudo.

2.2.3 Integração e análise da série temporal de áreas queimadas

A partir dos resultados da cartografia anual de áreas queimadas desta base atualizada, foi possível se gerar um histórico dos 36 anos de queimas ocorridas no ECCA. Para fins de processamento e integração com a série temporal completa, os polígonos anuais de áreas queimadas derivados do BAM foram transformados em formato *raster*, utilizando os *packages* “*rgdal*” e “*raster*” junto ao software R (Anexo B). Com base na álgebra de mapas pixel a pixel destes *rasters*, foi realizada a geração de mapas de número de ocorrências de queimas, de frequências de fogo (relação do número de ocorrências pelo total de anos da série) e de última queima ocorrida.

Os intervalos de frequência de fogo foram definidos de acordo com a distribuição dos dados, aplicando-se o método de intervalos naturais (*natural breaks*) (JENKS, 1977). Este método se baseia nas variações dos valores médios e de desvio padrão do conjunto de dados mapeados, o que permite evitar a categorização arbitrária das classes temáticas. Sendo assim, foram definidas quatro categorias de frequência de fogo: não queimado; frequência baixa (entre 1 e 4 queimas na série); frequência média (>4 e <= 8 queimas na série); frequência alta (>8 queimas na série).

A geração desses mapas foi realizada através da compilação de todas as cartografias anuais, gerando mapas síntese que apresentam os dados de toda série temporal estudada (1984-2019). Consequentemente, com a geração deste compilado também foram extraídos dados estatísticos anuais das áreas queimadas, permitindo a caracterização dos padrões espaciais de incidência do fogo sobre a área. Os dados para estatística descritiva foram sintetizados no software *RStudio* (package “ggplot2”), enquanto que a geração dos mapas foi feita através do software *ArcMap 10.5*.

Por fim, combinou-se os mapeamentos de frequência de fogo com informações de cobertura vegetal arbórea atual. Para isso, se fez uso do produto *Landsat tree cover continuous field* (SEXTON *et al.*, 2013) do ano de 2015 (o último ano disponível) (Figura 1b), reclassificando as informações de frequência de fogo para o intervalo a ele adequado (1984-2015) sendo criadas três categorias de cobertura vegetal: cobertura vegetal arbórea baixa (0 a 15%); média – baixa (16% - 30%); média – alta/alta (31% - 100%). Desta combinação foram extraídas informações estatísticas espaciais, para descrever as relações entre o regime de fogo e o tipo de superfície incidente.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Validação do mapeamento realizado com BAM

Os índices obtidos são demonstrados na Tabela 2 onde se observa que foi obtida uma acurácia geral de 97% para o algoritmo utilizado, com valores muito baixos para o erro de comissão, em média 2%, demonstrando como o mesmo apresenta poucos problemas de classificar como queimado áreas não afetadas pelo fogo. Pode ser destacado também o erro de omissão do algoritmo que também se demonstrou relativamente baixo, em média 23%. Os resultados do índice CD variariam entre 0,81-0,90, revelando bons níveis de acerto no balanço entre erros de omissão e comissão dos mapeamentos.

Tabela 2. Índices de validação obtidos, onde: acurácia geral (AG), erro de comissão (EC), erro de omissão (EO) e coeficiente de Dice (CD) são demonstrados.

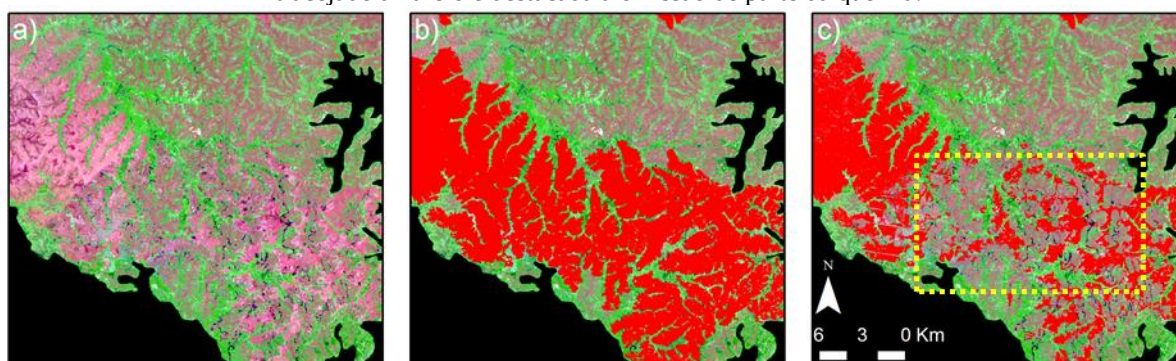
Ano	AG	EC	EO	CD
2004	0,98	0,04	0,30	0,81
2007	0,97	0,01	0,18	0,90
2010	0,93	0,01	0,22	0,87
2016	0,98	0,01	0,20	0,89
2018	0,98	0,04	0,23	0,85
Média	0,97	0,02	0,23	0,86
DP	0,02	0,02	0,03	0,03

Tais valores obtidos para os erros de comissão e omissão são próximos a valores obtidos pelo produto de áreas queimadas MCD64A1 v006 em áreas de savana amazônica (ALVES *et al.*, 2018), de 10,2% de erros de comissão e 28,0% em erros de omissão. Bastarrika *et al.* (2011)

demonstraram em seu trabalho que o balanço entre ambos erros (omissão e comissão) é muito importante de ser verificado, sendo que muitas vezes a tentativa de otimizar erros de comissão pode afetar em aumento de erros de omissão (e vice-versa). É necessário refletir, em cada estudo realizado, que tipo de erro pode gerar mais inconvenientes, sendo que as últimas gerações de produtos automáticos de áreas queimadas priorizam em termos gerais minimizar ao máximo os erros de comissão (MOUILLOT *et al.*, 2014).

Há ainda que considerar que, para além de erros associados às limitações do algoritmo, os erros de omissão podem ser explicados por limitações de disponibilidade de imagens livre de nuvens na geração dos compilados anuais, por exemplo, o ano de 2010 onde boa parte de uma queima ocorrida foi omitida. No próprio compilado anual de imagens (Figura 4a), a queimada não apresenta continuidade espacial, apesar do produto de validação (Figura 4b) confirmar que se trata de uma única queima. Isso resultou em uma boa parte da queima omitida pelo BAM (Figura 4c). Esta falta de continuidade espacial da queima no compilado é explicada pelo fato de ser uma queima ocorrida no final da seca, e os últimos pixels sem nuvem do ano dos setores não detectados são prévios a ocorrência da queima. Situações como essa são também foram observadas nos anos de 2004 e 2007, que ajudam a explicar os erros de omissão destes anos.

Figura 4. Exemplo de limitações associadas a compilação da imagem que ocasiona erros de omissão, onde: a) fragmento da imagem compilada do ano de 2010, onde por conta de nuvens parte da cicatriz de queima não fica aparente; b) em vermelho, a cicatriz de queimada da base de referência, confirmando que se trata de um único incêndio; c) em vermelho, as áreas classificadas como queimadas pelo algoritmo BAM, onde dentro do tracejado amarelo é destacada a omissão de parte da queima.

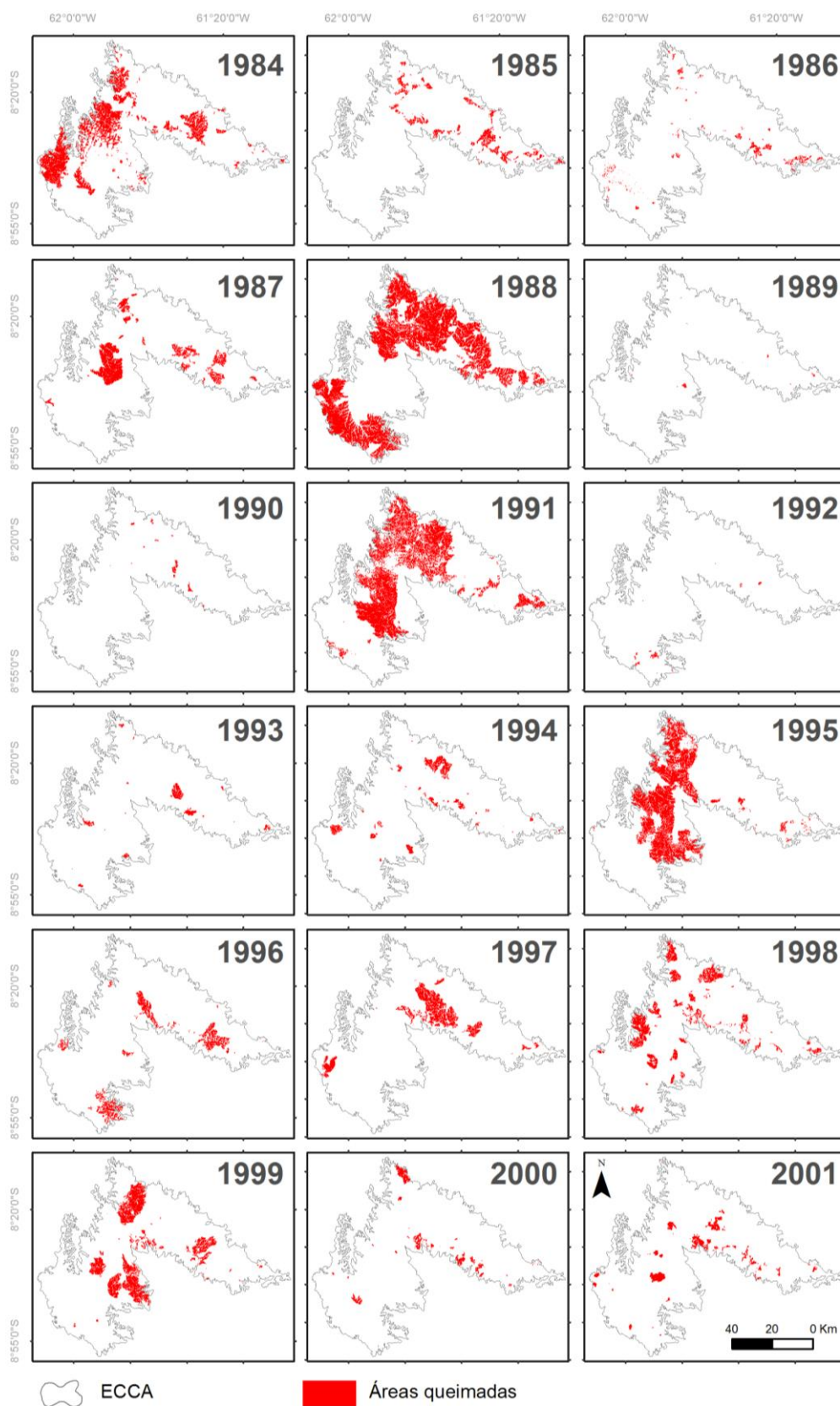


Fonte: Autoral, 2020.

3.2. Histórico anual de queimas

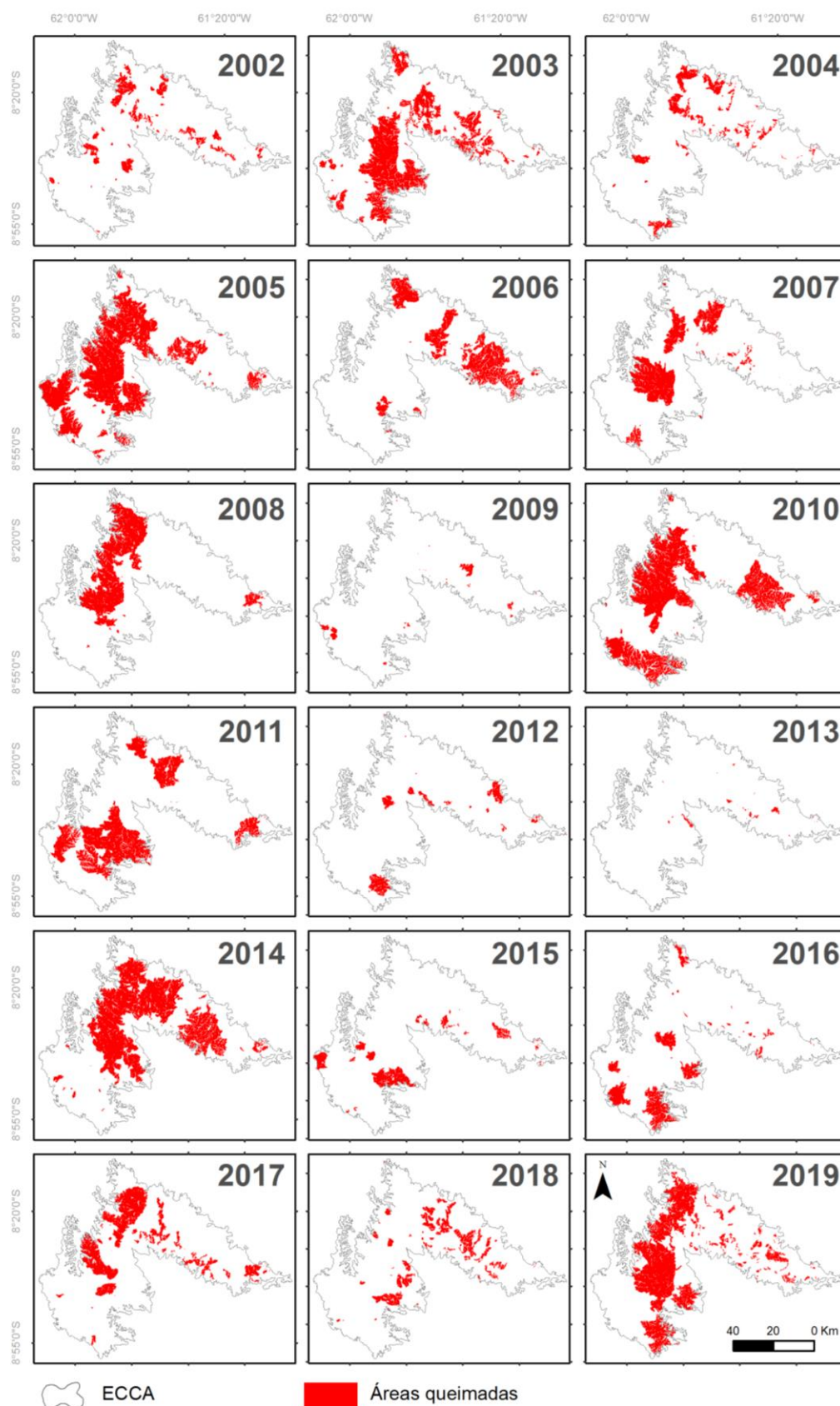
Foi gerada assim uma série temporal de 36 anos (1984-2019) de registros de áreas queimadas no perímetro do ECCA, sendo cada ano da série temporal demonstrado nas imagens a seguir (Figuras 5 e 6).

Figura 5. Histórico anual de áreas queimadas (1984-2001) dentro do ECCA, obtidas pela integração da base de dados pré-existente (2000-2019) e a gerada com BAM (1984-1999).



Fonte: Autoral, 2020

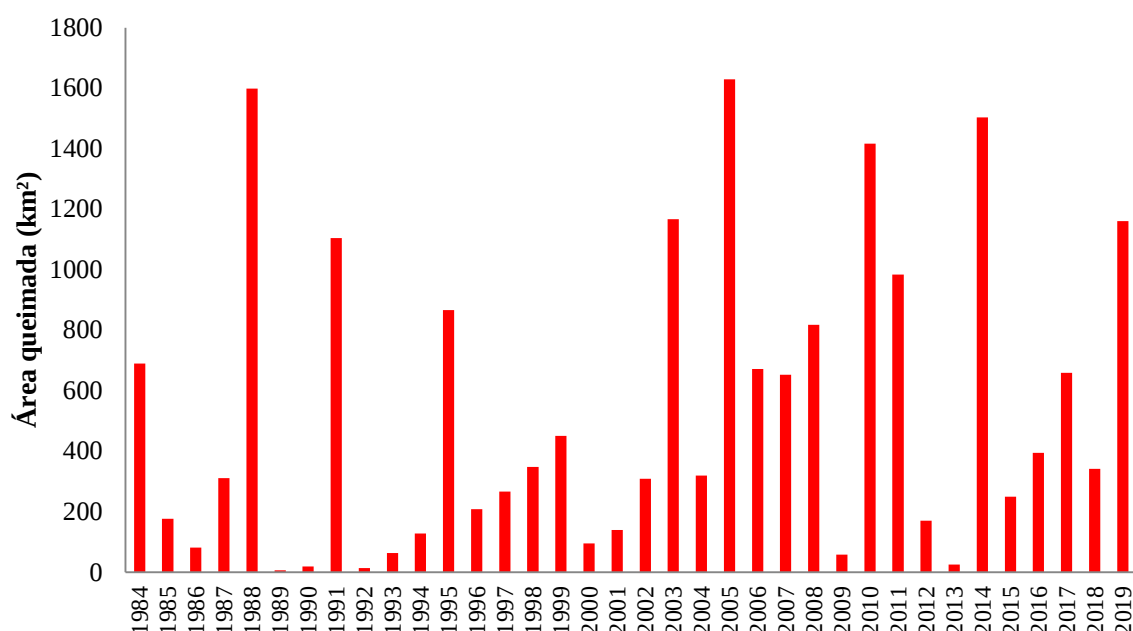
Figura 6. Histórico anual de áreas queimadas (2002-2019) dentro do ECCA, obtidas pela integração da base de dados pré-existente (2000-2019) e a gerada com BAM (1984-1999).



Fonte: Autoral, 2020.

Ao total, foi calculado que no intervalo de 36 anos foram queimados 19097,32 km² do ECCA (Figura 7). Foi observado também que, na série temporal estudada, o ano que apresentou a maior área de queima foi o de 2005, com cerca de 37% da área total do ECCA sendo queimado, equivalente a 1628 km². Os anos de 1988 e 2014 também apresentaram uma grande porcentagem de queima em relação a área total do ECCA, respectivamente 36% e 34%.

Figura 7. Áreas queimadas anuais do Enclave de Cerrado dos Campos Amazônicos durante a série temporal analisada (1984-2019).



Fonte: Autoral, 2020.

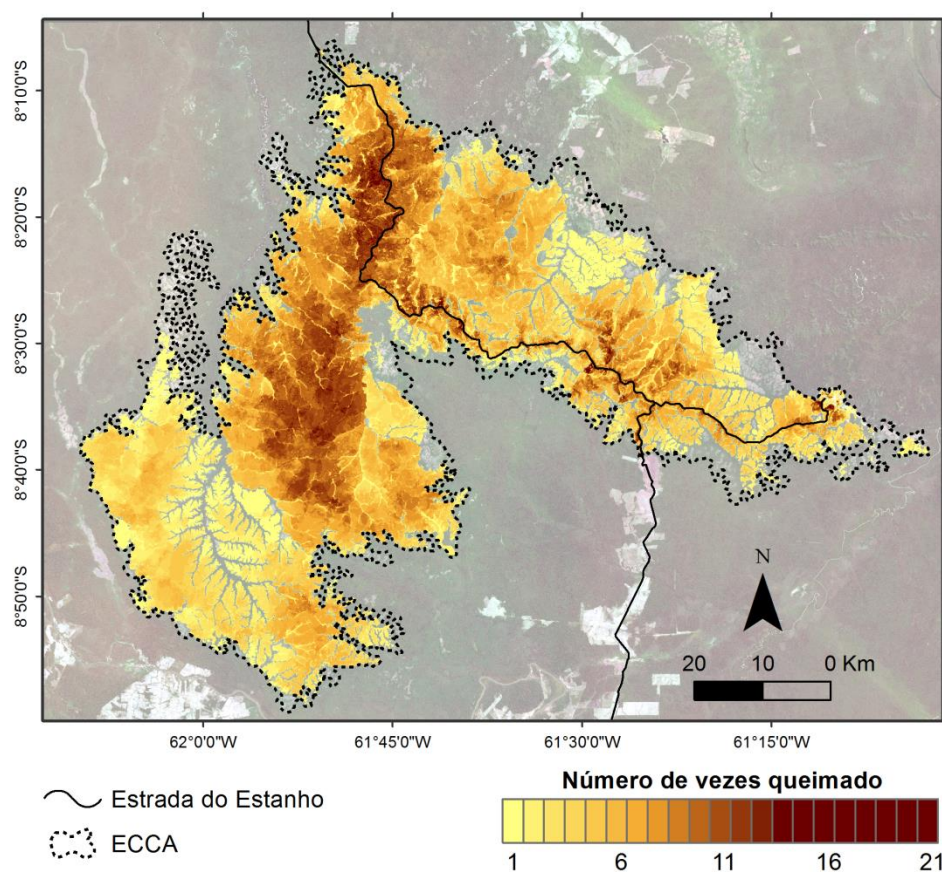
No estudo onde foi realizado o histórico de áreas queimadas da região do Parque Nacional das Emas (Cerrado), no intervalo de 2001 a 2014, foi observado que o mesmo apresentou anos com baixas porcentagens de queimas e anos com as porcentagens de queimas variando entre 10% a 38% (BRAGA, 2015), valores esses semelhantes aos vistos na área de estudo.

Outra importante observação está no fato de que os anos em que se observam picos de áreas queimadas são geralmente precedidos de anos com subtotais bem baixos de área queimadas, tal como se observa nas relações entre os anos 1990-1991, 2009-2010 e 2013-2014. Anos com valores muito baixos de áreas queimadas resultam em acúmulo de material combustível, podendo favorecer a ocorrência de grandes incêndios, tal como também foi observado por Alvarado *et al.* (2017) no Parque Nacional da Serra do Cipó e por Argibay, Sparacino e Espíndola (2020) no Parque Nacional da Serra das Confusões.

3.3. Número de ocorrências, frequência e último ano de queima.

Uma vez atualizado o histórico de queimas, foi possível gerar informações relativas ao número de ocorrências, à frequência e ao último ano de queima registrado dentro da área do ECCA. Em relação ao número de ocorrências (Figura 8), foi observado que, dentro dos 36 anos estudados, o máximo de ocorrências dentro do perímetro do ECCA foi de 21 queimas. Pode-se destacar também algumas áreas específicas em que não se registraram queimadas na série temporal, associadas principalmente a áreas de vegetação ciliar florestal mais densa.

Figura 8. Mapa de número de ocorrências de queimadas no ECCA (1984-2019). Áreas que transparecem a imagem de fundo correspondem a áreas não queimadas no interior do perímetro. Ao fundo, em transparência, uma imagem Landsat OLI do dia 06/08/2019 (R-G-B/4-3-2).

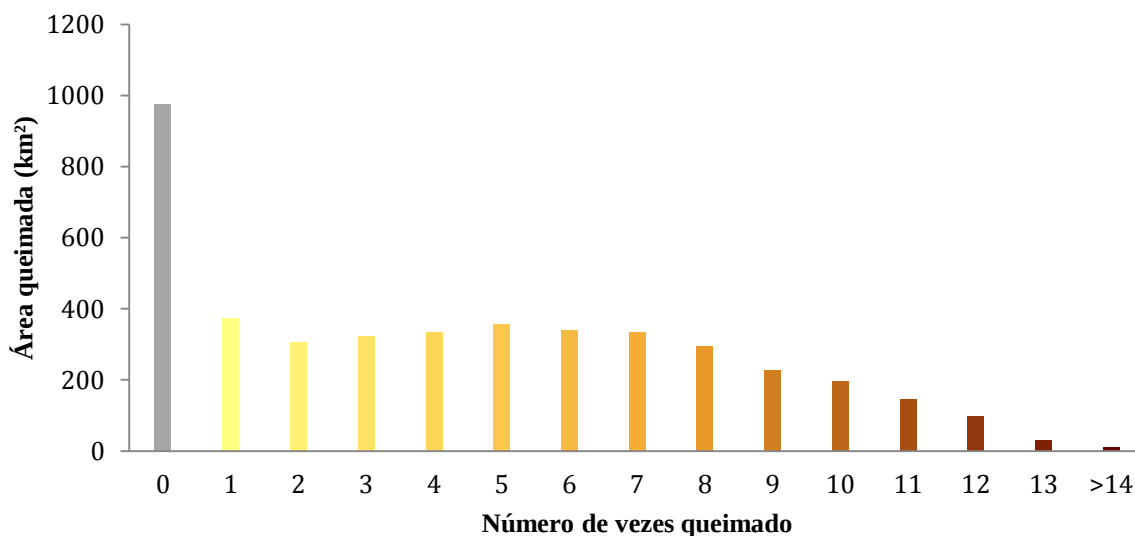


Fonte: Autoral, 2020.

As regiões centro-oeste e oeste do perímetro do ECCA foram as que apresentaram maior foco de ocorrência. Porém também sendo evidenciados focos de ocorrências de queimas nas áreas próximas a Estrada do Estanho. Quando verificada a área queimada por cada categoria de ocorrência (Figura 9), é possível observar que as áreas que apresentaram de 15 a 21 ocorrências de queimas na série temporal correspondem a 9,67 km². É perceptível

que o ECCA apresenta subtotais bem distribuídos de ocorrência de queimas entre áreas que se queimaram entre 1 a 8 vezes na série, destacando-se ainda que 22% da área não apresentou queima durante a série temporal estudada (975,6 km²).

Figura 9. Áreas queimadas no período de 1984-2019, subdivididas por categorias de número de ocorrências.

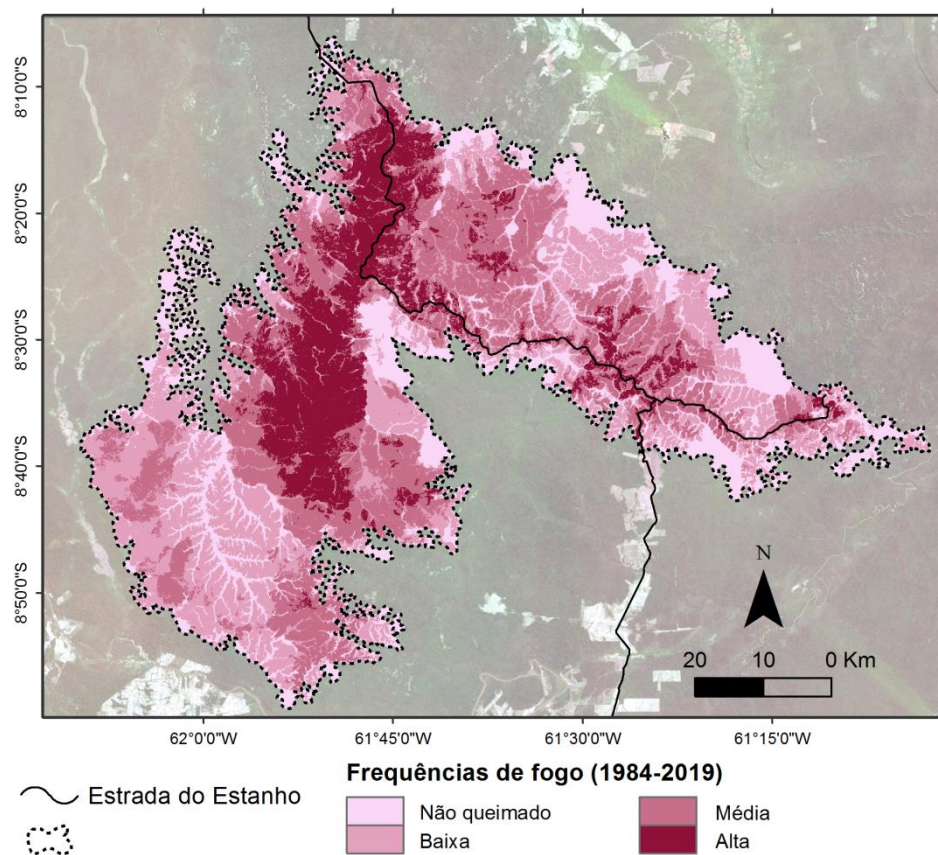


Fonte: Autoral, 2020.

Foram observados padrões semelhantes na série de 2001 a 2014 do histórico de queimas no Parque Nacional das Emas, onde áreas com menor números de ocorrência de queima representaram maior porcentagem de área (BRAGA, 2015). No estudo que verificou as queimas ocorridas no período de 1997 a 2008 no Parque Estadual do Jalapão, também observou semelhanças com os dados aqui obtidos. Foi verificado que a maior parte das suas áreas (77%) apresentaram de três a seis ocorrências de queimas na série temporal, e somente 6% das áreas apresentaram mais que sete queimas (PEREIRA JÚNIOR *et al.*, 2014).

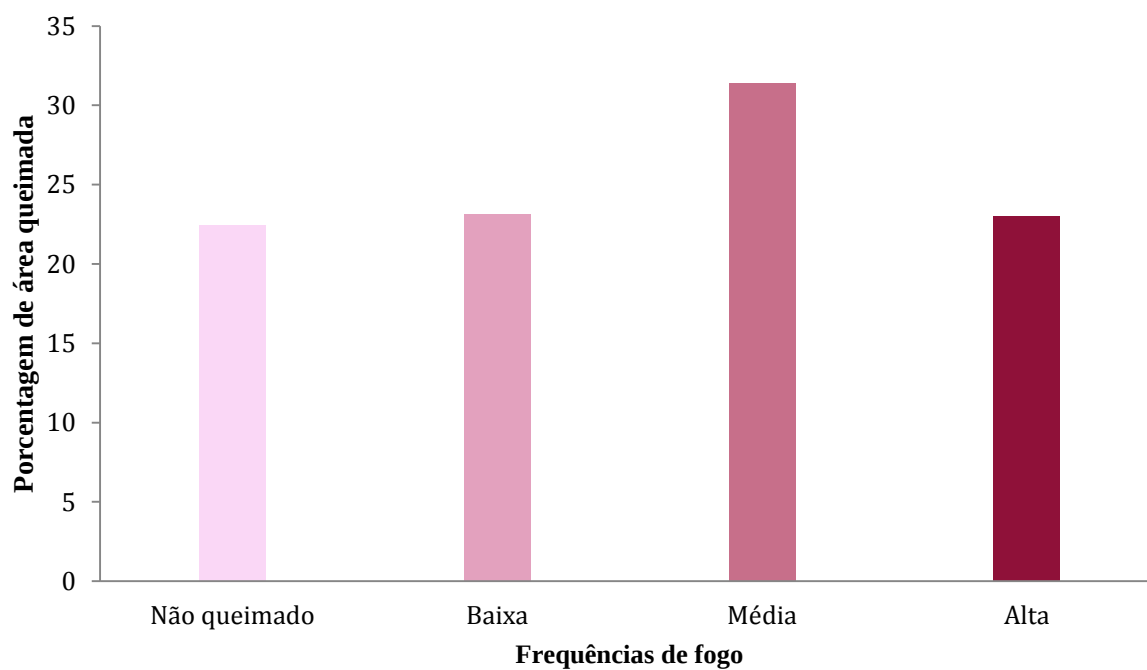
Com base nas informações de ocorrências de queimas, foram categorizadas frequências de fogo (Figura 10 e Figura 11). Tanto no mapeamento como na abordagem gráfica ficam ressaltadas as áreas com frequência média de queima, que acabam sendo aquelas que apresentam maior representatividade na quantidade de área queimada dentro do ECCA. Analisando a Figura 11 em detalhe, observa-se como as áreas com frequência média correspondem a cerca de 31% do enclave, equivalendo a 1362 km². Percebe-se também como às demais classes apresentam valores semelhantes entre si, sendo 22% do enclave representado pelas áreas não queimadas e 23% pelas áreas com frequências baixa e alta de fogo, representando cada uma 1000 km² do enclave.

Figura 10. Mapa de categorias de frequência de fogo dentro da série temporal estudada no ECCA. Ao fundo, em transparência, uma imagem Landsat OLI do dia 06/08/2019 (R-G-B/4-3-2).



Fonte: Autoral, 2020

Figura 11. Porcentagem de área queimada do ECCA para cada intervalo de frequência de fogo.

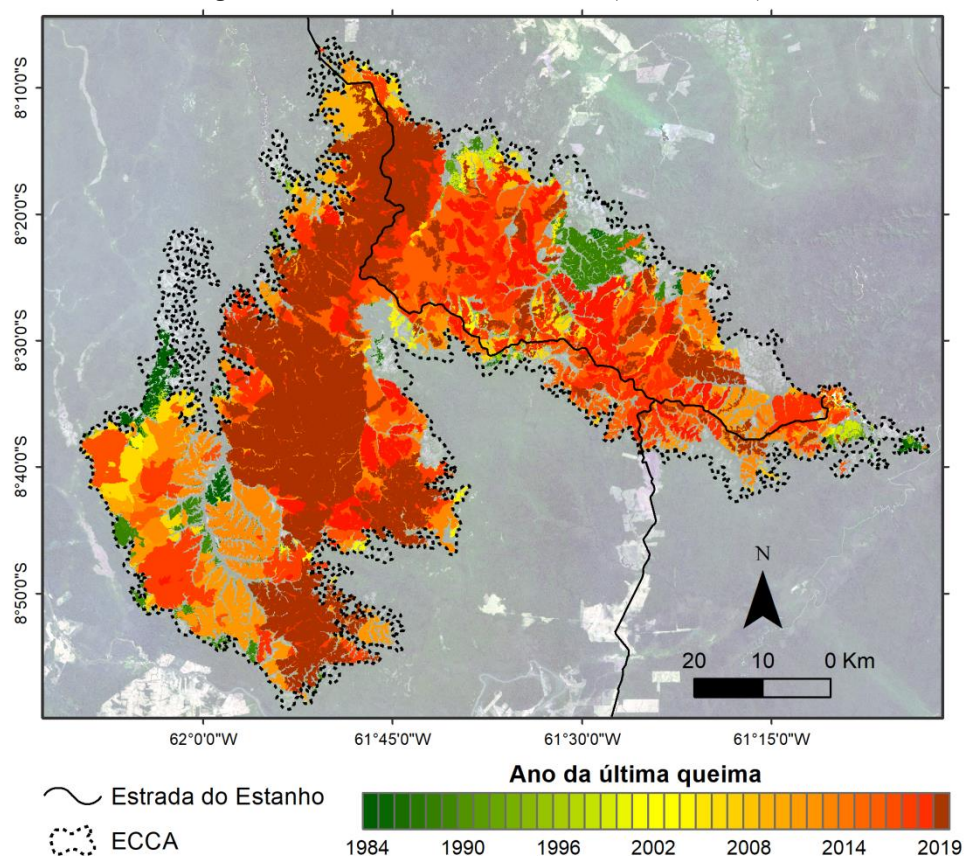


Fonte: Autoral, 2020.

Espacializar e entender os intervalos de queimas dos ecossistemas de savana é um fator muito importante, já que pode influenciar na variação das fisionomias de vegetação presentes no ambiente, sendo que a ausência do fogo ou a presença de frequências muito baixas favorecem o estabelecimento de lenhosas (MORRISON *et al.*, 1995). Este efeito é descrito na literatura como adensamento lenhoso (*woody encroachment*), e pode afetar negativamente as espécies de áreas abertas e consequentemente ter impacto sobre a biodiversidade da área (ABREU *et al.*, 2017; ROSAN *et al.*, 2019). Verifica-se também o efeito dos intervalos de queimas na fauna do ambiente. A avifauna de uma savana amazônica se altera em áreas que não apresentam queimas por um longo período, tendo as espécies típicas de savanas substituídas por espécies florestais, e retratando que com a ocorrência de fogo há o retorno da avifauna típica de savana (COELHO *et al.*, 2011).

Analisando os locais dos últimos anos de queimas, verificou-se que uma parte razoável do ECCA apresentou a última queima em 2019, devido aos altos valores de áreas queimadas registrados neste ano. Porém, também é possível observar áreas que não apresentaram queimas desde antes de 1990, em tons de cor verde da Figura 12.

Figura 12. Ano de última queima identificada na série temporal de 1984-2019. Áreas que transparecem a imagem de fundo correspondem a áreas não queimadas no interior do perímetro. Ao fundo, em transparência, uma imagem Landsat OLI do dia 06/08/2019 (R-G-B/4-3-2).



Fonte: Autoral, 2020.

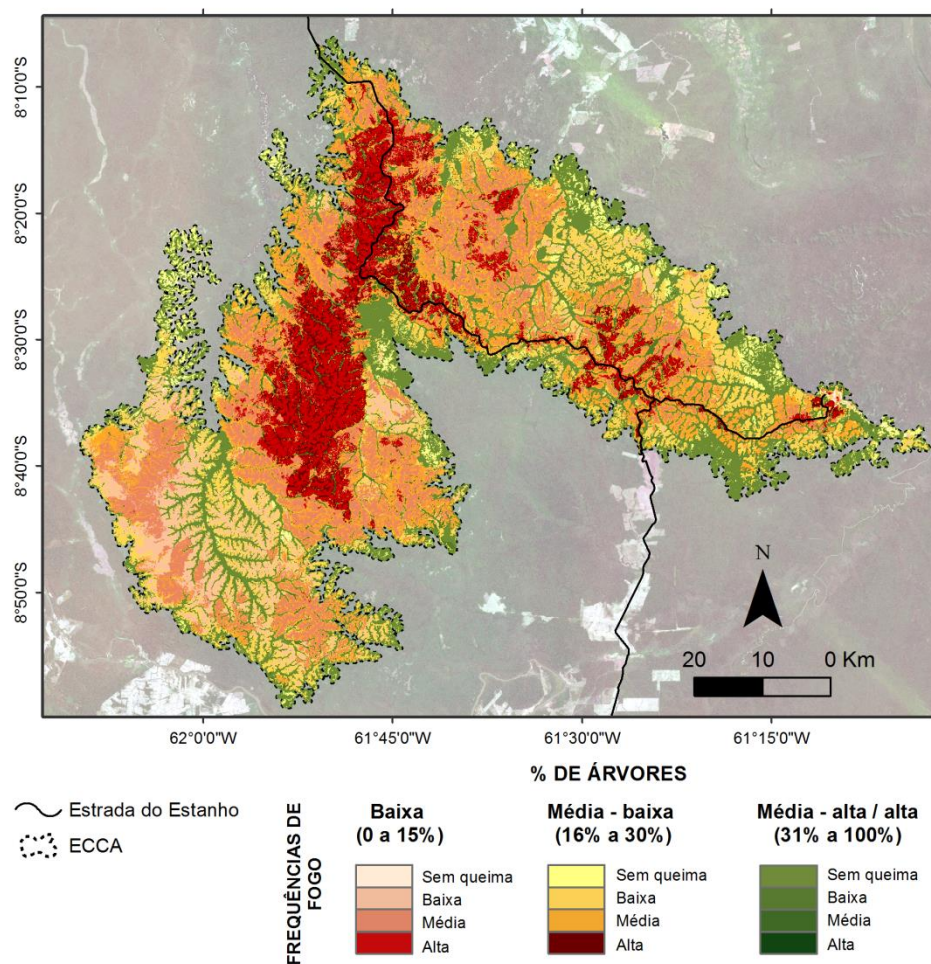
Verificou-se que 216 km² das áreas que sofreram pelo menos uma queima na série estão sem queimar há mais de 20 anos (Apêndice 2). Este subtotal, somado aos cerca de 976 km² que não apresentaram queimas na série temporal estudada, representam cerca de 27% da área total do ECCA. Destaca-se como tanto as áreas sem queima como as que apresentam um longo período sem fogo se localizam principalmente próximas às bordas do perímetro do enclave, podendo tal fato ser resultado do adensamento da vegetação, com áreas de cerradão e outras de transição de Cerrado para Floresta Amazônica (Figura 12). Áreas com maior densidade de vegetação arbórea do enclave queimam com menor frequência que as fisionomias mais abertas. Além disso, comprovou-se que a queima de áreas com maior densidade de lenhosas está mais associada a eventos de fogo ocorridos entre o meio e final do período de seca, onde estas áreas estão menos úmidas e mais suscetíveis à entrada de incêndios que eventualmente se iniciam sobre áreas abertas (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017).

3.4.Relações entre os tipos de cobertura vegetal e os intervalos de fogo

A distribuição de densidade de cobertura vegetal arbórea presente na área do ECCA (do ano de 2015), relacionada com classes de frequência de fogo (reclassificadas para o período de 1984-2015), permite destacar alguns padrões específicos do regime de fogo estudado. É possível verificar, por exemplo, que as áreas que não apresentaram queimas durante a série temporal estudada (36 anos), são predominantemente aquelas com uma alta porcentagem de cobertura vegetal arbórea, enquanto as áreas que apresentaram maiores frequências de queimas são as que apresentam predominantemente uma baixa porcentagem de cobertura vegetal arbórea (Figura 13).

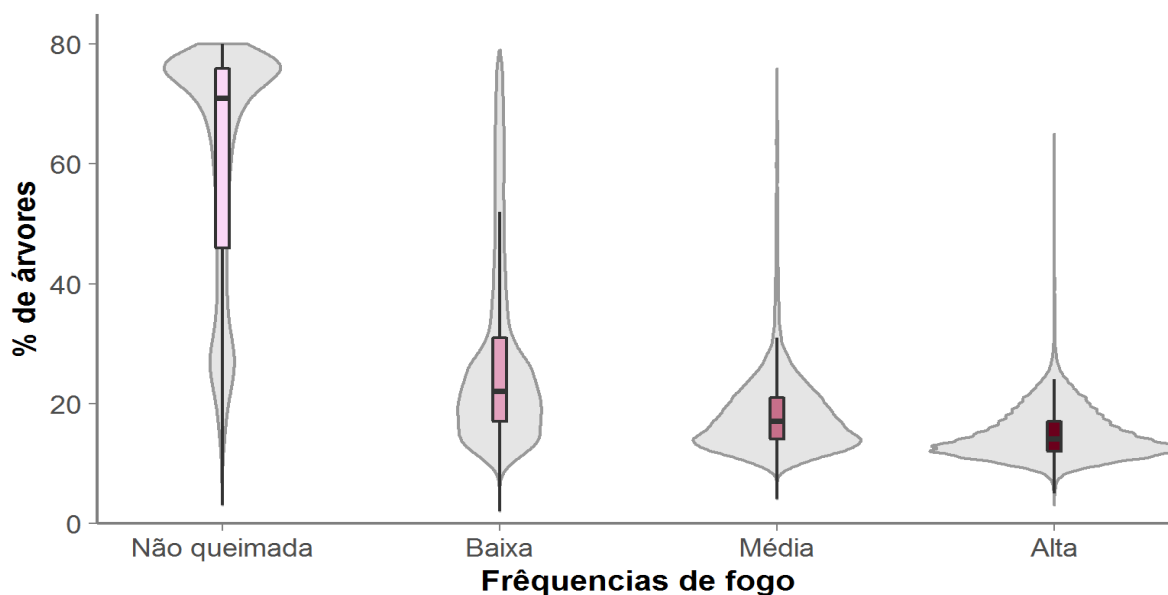
As áreas sem queima e com cobertura vegetal média-alta/alta estão presentes principalmente nas bordas da área do ECCA, e também próximas aos canais fluviais, sendo essas compostas por matas ciliares, cerradões e áreas de transição entre o bioma Cerrado e Floresta Amazônica. Destaca-se também nestas classes de porcentagem, média-alta e alta, como é pequena a participação de subclasses de intervalos maiores de frequências de queimas, quase imperceptíveis no mapa. Por outro lado, pode-se observar que áreas com cobertura vegetal arbórea baixa (0 – 15%) e média-baixa (16% – 30%) são dominantes no mapa. Para melhor compreender tais relações, também foram geradas as Figuras 14 e 15, demonstradas a seguir.

Figura 13. Mapa de cruzamento de tipos de cobertura vegetal arbórea atual (2015) com classes de frequências de queimadas. Ao fundo, em transparência, uma imagem Landsat OLI do dia 06/08/2019 (R-G-B/4-3-2).



Fonte: Autoral, 2020.

Figura 14. Relação entre porcentagem de cobertura de árvores de 2015 e categorias de frequência de fogo dos dados reclassificados para o período 1984-2015. O gráfico apresenta a distribuição dos dados de cada categoria de frequência (violinos), e seus respectivos valores de mediana e interquartil, representados a partir de uma amostra aleatória de 2% (n=98231) de todos os pixels da área estudo.



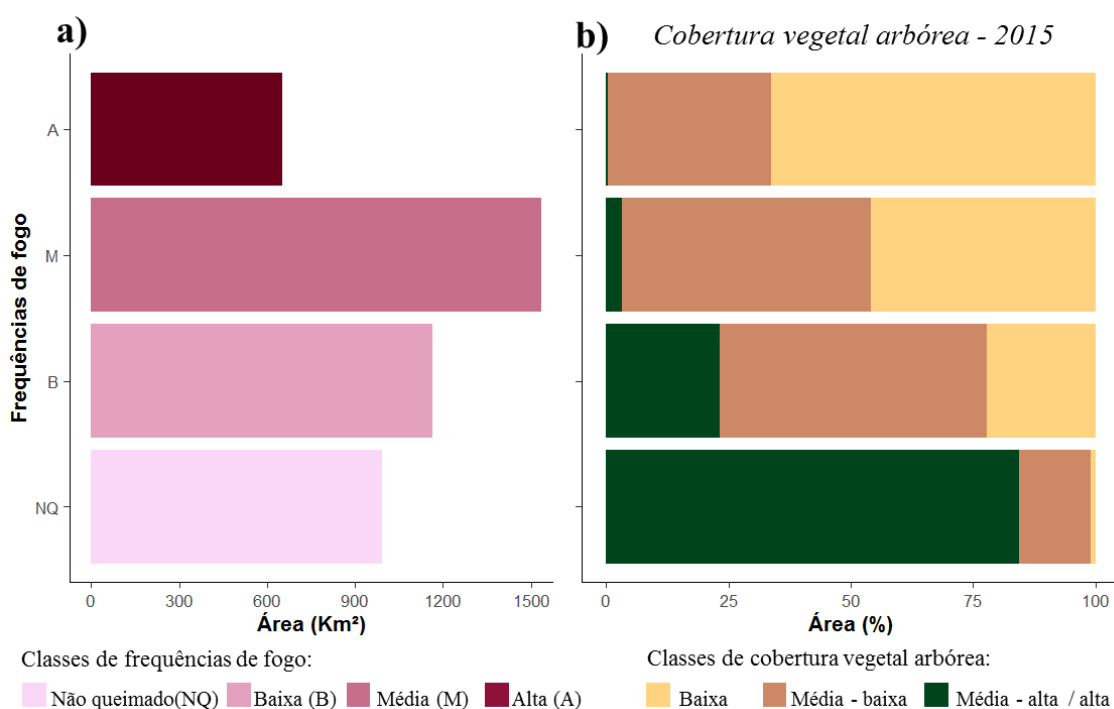
Fonte: Autoral, 2020.

As áreas que não registraram queimadas possuem em geral uma alta porcentagem de lenhosas (mediana de 71%, Figura 14). Conforme as frequências de fogo aumentam, observou-se uma redução na variação da cobertura vegetal arbórea. Nas frequências mais altas os dados passam a se concentrar em uma faixa mais específica de arborização, entre 5%-20%, predominantemente.

A quantidade de área ocupada no enclave por cada classe de frequência de queima, e suas respectivas associações com categorias de cobertura vegetal arbórea podem ser observadas na Figura 15. As áreas não queimadas são aquelas que possuem uma maior cobertura vegetal arbórea, sendo mais de 80% dessas áreas compostas por uma arborização média-alta/alta. Conforme a frequência de fogo aumentou, ocorreu a redução da presença das classes de maior densidade de cobertura vegetal arbórea, de modo que na frequência alta predominam fisionomias vegetais mais abertas.

Observa-se que a partir de uma porcentagem de árvores inferior a 40%, o número de ocorrências de fogo tende a aumentar drasticamente em ambientes de savana (Archibal *et al.*, 2009). Associando além da cobertura vegetal, a pluviosidade como fator essencial na ocorrência de fogo, uma vez que este fator influencia diretamente o crescimento de gramíneas que acabam agindo como combustível principal para o fogo (Staver *et al.*, 2011).

Figura 15. Relação entre os tipos cobertura vegetal arbórea de 2015 e as categorias de frequência de fogo (1984-2015).



Fonte: Autoral, 2020.

O total de 95,13% das áreas de fisionomias mais abertas (cobertura arbórea $\leq 30\%$ em 2015 - categorias baixa e média-baixa) queimaram pelo menos uma vez na série de 1984-2015, sendo que a média de uma ocorrência de fogo foi a cada 6,43 anos (Tabela 4). Em contrapartida, 28,68% das áreas com maior cobertura arbórea (cobertura arbórea $>30\%$) do enclave sofreram pelo menos uma queima na série, com uma frequência média de um registro de fogo a cada 54 anos. Ao visualizarmos as áreas com baixa porcentagem de árvores em 2015, podemos observar que estas foram as áreas com registros de queimas mais frequentes na série, com retorno do fogo cada 5,3 anos, e 99,32% do seu total queimou pelo menos uma vez na série.

Tabela 4. Intervalo médio de retorno do fogo (1984-2015), subdividido por categorias de predominância de cobertura vegetal arbórea.

% de cobertura vegetal arbórea	Área total (km ²)	Queimou? (%)		Intervalo médio de retorno do fogo (em anos)
		Sim	Não	
Baixa (0-15%)	1407,06	99,28	0,72	5,30
Média-baixa (16-30%)	1778,23	91,85	8,15	7,72
Média-alta/alta ($>30\%$)	1156,79	27,71	72,29	54,04
Total	4342,08	77,17	22,83	8,40

4. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os procedimentos metodológicos aplicados permitiram atingir os objetivos demarcados, mapeando e analisando os padrões espaço-temporais de áreas queimadas do maior enclave de savana da Amazônia Meridional. A análise da série completa revela que um total de 19097 km² queimaram no ECCA no período de 1984-2019, demonstrando a relevância deste elemento na dinâmica deste ecossistema.

No mapeamento anual, a área queimada de determinado ano acaba atuando no controle ou inclusive na delimitação do que se detecta como queimado no ano seguinte. Anos de grandes picos de áreas queimadas da série geralmente são precedidos de anos com índices bem baixos de queimas ocorridos no ano anterior. Os anos de 1988, 2005 e 2014 ressaltam grandes picos da série, onde cifras superiores a 35% da área total do enclave foram afetadas.

Ainda assim, dentro dos 36 anos estudados, partes do ECCA (22%) permanecem sem registro de queima, compostos principalmente de áreas de média-alta e alta cobertura vegetal arbórea. Estas áreas estão situadas principalmente em áreas de bordas de cursos de água mais densos (vegetação ciliar) e outros fragmentos florestais nas transições com áreas de floresta tropical do enclave. A detecção destas áreas é de muita importância para que se possa realizar

estudos futuros com informações de campo que comparem áreas com distintas frequências de fogo, podendo ser relacionados com aspectos da flora, fauna e solos.

Em termos de frequência e ocorrência, grande parte do enclave (43%) queima com uma frequência média de fogo. Áreas com baixa cobertura arbórea (0-15%) são as que o fogo ocorre com maior frequência (em média a cada 5,3 anos). Os valores máximos de ocorrência estiveram entre 15-21 queimas na série de 36 anos analisada, ainda que estes valores correspondam a cifras bem pequenas dentro do enclave como um todo (9,67 km² ou 0,22% da área total do ECCA).

Foi observado que o algoritmo semiautomático utilizado apresentou bons níveis de acerto de mapeamento, com índices muito baixos de comissão e moderado-baixos de omissão, estes últimos bastante associados a limitações de disponibilidade de imagens sem nuvens na geração dos compilados anuais de imagens. A otimização mediante supervisão visual dos dados aqui obtidos pelo BAM está prevista em trabalhos futuros, no contexto do projeto “Monitoramento dos padrões temporais e espaciais dos regimes de fogo e acúmulo de material combustível em unidades de conservação com fisionomias campestres e savânicas” (CNPQ, n. 441968/2018-0), coordenado pela Profa. Dra. Alessandra Fidelis. Serão geradas, assim, informações mais precisas que suportem retratar com um nível ainda maior de acerto os regimes de fogo do ECCA.

Em termos gerais, as perguntas levantadas no presente trabalho puderam ser plenamente respondidas com os resultados obtidos. A série gerada se soma aos resultados previamente existentes para o ECCA, o que permitiu ampliar consideravelmente o conhecimento sobre a incidência do fogo na área. Em conclusão, destacou-se o uso de séries multitemporais de sensoriamento remoto para o mapeamento e análise de séries temporais de áreas queimadas, gerando relevantes informações para a gestão destas áreas, como principais áreas de foco de queimas, intervalo de retorno de fogo e a atualização do histórico de queimas do parque, que podem ser usados diretamente para melhor gerir o fogo nestes ecossistemas inflamáveis. Além disso, faz-se necessário cada vez mais aprimorar tais métodos de monitoramento remoto para que assim seja possível a obtenção mais precisa e rápida de dados de tão grande importância para a compreensão da ecologia e dinâmica dos ecossistemas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, R. C. R.; HOFFMANN, W. A.; VASCONCELOS, H. L.; PILON, N. A.; ROSSATTO, D. R.; DURIGAN, G. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, v. 3, p. 1–7, 2017.
- ALVARADO, S.T., FORNAZARI, T., CÓSTOLA, A., MORELLATO, L.P.C., SILVA, T.S.F. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 270–281, 2017.
- ALVES, D. B.; PÉREZ-CABELLO, F. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). **Science of The Total Environment**, v. 601–602, p. 142–158, dez. 2017.
- ALVES, D.B., PÉREZ-CABELLO, F., RODRIGUES MIMBRERO, M., FEBRER-MARTÍNEZ, M.. Accuracy assessment of the latest generations of MODIS burned area products for mapping fire scars on a regional scale over Campos Amazônicos Savanna Enclave (Brazilian Amazon). **Journal of Applied Remote Sensing**, 12, 1–21, 2018.
- ARAGÃO, L.E.O.C., MALHI, Y., BARBIER, N., LIMA, A., SHIMABUKURO, Y.E., ANDERSON, L., SAATCHI, S.. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, n. 363, p. 1779–85, 2008
- ARCHER, S.R., ANDERSEN, E.M., PREDICK, K.I., SCHWINNING, S., STEIDL, R.J., WOODS, S.R. Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences, In: BRISKE, D.D. (Ed.), **Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges**, Springer Series on Environmental Management. Springer International Publishing, Cham, Switzerland, p. 25–84, 2017.
- ARCHIBALD, S. et al. What limits fire? An examination of drivers of burnt area in Southern Africa. **Global Change Biology**, v. 15, n. 3, p. 613–630, 2009.
- ARGIBAY, D.S., SPARACINO, J., ESPINDOLA, G.M. A long-term assessment of fire regimes in a Brazilian ecotone between seasonally dry tropical forests and savannah. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 1–13, 2020.
- BASTARRIKA, A.; ALVARADO, M.; ARTANO, K.; MARTINEZ, M. P.; MESANZA, A.; TORRE, L.; RAMO, R.; CHUVIECO, E. BAMS: a tool for supervised burned area mapping using Landsat data. **Remote Sensing**, v. 6, p. 12360–12380, 2014.
- BRAGA, J. V. Mapeamento de áreas queimadas usando séries temporais normalizadas derivadas de dados NBR-MODIS durante o período 2001-2014 no Parque Nacional das Emas, **Dissertação** (Mestrado em Geografia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2015.
- BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in ecology & evolution**, v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005.
- BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P.; BOND, W. J.; CARLSON, J. M.; COCHRANE, M. A.; ANTONIO, C. M. D.; DEFRIES, R. S.; DOYLE, J. C.; HARRISON, S. P.; JOHNSTON, F. H.; KEELEY, J. E.; KRAWCHUK, M. A.; KULL, C. A.; MARSTON, J. B.; MORITZ, M. A.; PRENTICE, I. C.; ROOS, C. I.; SCOTT, A. C.; SWETNAM, T. W.; VAN DER WERF, G. R.; PYNE, S. J. Fire in the Earth System. **Science**, v. 324, n. 5926, p. 481–484, 2009.
- BOWMAN, D. M. J. S. **Australian rainforests: islands of green in a land of fire**. Cambridge University Press, 2000.

CARNEIRO FILHO, A. Cerrados amazônicos: fósseis vivos? Algumas reflexões. **Revista do Instituto Geológico**, v. 14, n. 1, p. 63–68, 1993.

COELHO, L. A. Dinâmica e composição da avifauna do sub-bosque sob influência de diferentes históricos de queimada em uma savana Amazônica. **Dissertação** (Mestrado em Biologia) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2011.

COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota**. Berlin: Springer, 1990. p. 82–105.

CONGALTON, R.G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, n. 37, p. 35-46, 1991.

FIDELIS, A.; PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 2, p. 12–25, 2011.

FIDELIS, A., ALVARADO, S., BARRADAS, A., PIVELLO, V.. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. **Fire**, n. 1, p. 49-60, 2018.

FRANÇA, Helena; NETO, Mário Barroso Ramos; SETZER, Alberto W. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, 2017.

GRIFFITHS, Anthony D.; GARNETT, Stephen T.; BROOK, Barry W. Fire frequency matters more than fire size: testing the pyrodiversity–biodiversity paradigm for at-risk small mammals in an Australian tropical savanna. **Biological Conservation**, v. 186, p. 337-346, 2015

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **science**, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013

ICMBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo - Parque Nacional dos Campos Amazônicos**. Brasília, Brasil: Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2016.

JENKS, G. F. Optimal data classification for choropleth maps. Lawrence, Kansas (Estados Unidos): University of Kansas, Department of Geography, 1977.

KEELEY, J. E. Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. **International Journal of Wildland Fire**, v. 18, n. 1, p. 116–126, 2009.

MORRISON, DAVID A. et al. Effects of fire frequency on plant species composition of sandstone communities in the Sydney region: Inter- fire interval and time- since- fire. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, n. 2, p. 239-247, 1995.

MOUILLOT, F., SCHULTZ, M.G., YUE, C., CADULE, P., TANSEY, K., CIAIS, P., CHUVIECO, E. Ten years of global burned area products from spaceborne remote sensing - A review: Analysis of user needs and recommendations for future developments. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 26, p. 64–79, 2014.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. A burning story: The role of fire in the history of life. **BioScience**, v. 59, n. 7, p. 593–601, 2009.

PEREIRA JÚNIOR, A. C.; OLIVEIRA, S. L. J.; PEREIRA, J. M. C.; TURKMAN M. A. A.. Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. **PloS one**, v. 9, n. 7, 2014.

PEREIRA, J. M. C. Remote sensing of burned areas in tropical savannas. **International Journal of Wildland Fire**, v. 12, n. 4, p. 259–270, 2003.

POSTH, C., NAKATSUKA, N., LAZARIDIS, I., SKOGLUND, P., MALLICK, S., LAMNIDIS, T.C., ROHLAND, N., NÄGELE, K., ADAMSKI, N., BERTOLINI, E., BROOMANDKHOSHBAHT, N., COOPER, A., CULLETON, B.J., FERRAZ, T., FERRY, M., FURTWÄNGLER, A., HAAK, W., HARKINS, K., HARPER, T.K., HÜNEMEIER, T., LAWSON, A.M., LLAMAS, B., MICHEL, M., NELSON, E., OPPENHEIMER, J., PATTERSON, N., SCHIFFELS, S., SEDIG, J., STEWARDSON, K., TALAMO, S., WANG, C.-C., HUBLIN, J.-J., HUBBE, M., HARVATI, K., NUEVO DELAUNAY, A., BEIER, J., FRANCKEN, M., KAULICKE, P., REYES-CENTENO, H., RADEMAKER, K., TRASK, W.R., ROBINSON, M., GUTIERREZ, S.M., PRUFER, K.M., SALAZAR-GARCÍA, D.C., CHIM, E.N., MÜLLER PLUMM GOMES, L., ALVES, M.L., LIRYO, A., INGLEZ, M., OLIVEIRA, R.E., BERNARDO, D. V., BARIONI, A., WESOLOWSKI, V., SCHEIFLER, N.A., RIVERA, M.A., PLENS, C.R., MESSINEO, P.G., FIGUTI, L., CORACH, D., SCABUZZO, C., EGGERS, S., DEBLASIS, P., REINDEL, M., MÉNDEZ, C., POLITIS, G., TOMASTO-CAGIGAO, E., KENNETT, D.J., STRAUSS, A., FEHREN-SCHMITZ, L., KRAUSE, J., REICH, D.. Reconstructing the Deep Population History of Central and South America. **Cell**, n. 175, p. 1185-1197, 2018.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, n. 60, p. 57–109, 2003.

ROSAN, T. M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; OLIVERAS, I.; PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; GLOOR, E.; WAGNER, F. H. Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America's Savanna. *Geophysical Research Letters*, v. 46, n. 12, p. 6594–6603, 2019.

SCHMIDT, I.B., MOURA, L.C., FERREIRA, M.C., ELOY, L., SAMPAIO, A.B., DIAS, P.A., BERLINCK, C.N. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, p. 1-7, 2018

SCHIMPER, A. F. W. **Pflanzengeographie auf physiologischer Grundlage**. Jena, Germany: GustavFischer-Verlag, 1898.

SCOTT, A. C.; GLASSPOOL, I. J. The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentration. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 29, p. 10861-10865, 2006.

SEXTON, J. O.; SONG, X.-P.; FENG, M.; NOOJIPADY, P.; ANAND, A.; HUANG, C.; KIM, D.-H.; COLLINS, K. M.; CHANNAN, S.; DIMICELI, C.; TOWNSHEND, J. R. Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS Vegetation Continuous Fields with lidar-based estimates of error. **International Journal of Digital Earth**, v. 6, n. 5, p. 427–448, 2013.

SIMON, M.F., GREYER, R., DE QUEIROZ, L.P., SKEMA, C., PENNINGTON, R.T., HUGHES, C.E. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, n. 106, 20359–20364, 2009.

SOULARD, C. E.; ALBANO C. M.; VILLAREAL, M. L.; WALKER, J. J. Continuous 1985–2012

Landsat monitoring to assess fire effects on meadows in Yosemite National Park, California. **Remote Sensing**, v. 8, n. 5, p. 371, 2016.

STAVER, A. C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, Simon. Tree cover in sub-Saharan Africa: rainfall and fire constrain forest and savanna as alternative stable states. **Ecology**, v. 92, n. 5, p. 1063-1072, 2011

STEVENS, N., LEHMANN, C.E.R., MURPHY, B.P., DURIGAN, G. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, v. 23, p. 235–244, 2017.

TRIGG, S., FLASSE, S. Characterizing the spectral-temporal response of burned savannah using in situ spectroradiometry and infrared thermometry. **International Journal of Remote Sensing**, n. 21, 3161–3168, 2000.

USGS, United States Geological Survey. **Landsat 4-7 Surface Reflectance (LEDAPS) Product Guide**, v. 7.9, 2017.

VERMOTE, E.; JUSTICE, C.; CLAVERIE, M.; FRANCH, B. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. **Remote Sensing of Environment**, n. 185, p. 46–56, 2016.

WALTER, H. **Die Hydratur der Pflanzen und ihre physiologisch-ökologische Bedeutung**. Jena, Germany: GustavFischer-Verlag, 1931.

WHITE, J. C.; WULDER, M. A.; HERMOSILLA, T.; COOPS, N. C.; HOBART, G. W. A nationwide annual characterization of 25 years of forest disturbance and recovery for Canada using Landsat time series. **Remote Sensing of Environment**, v. 194, p. 303–321, 2017.

WHITTAKER, R. H. **Communities and ecosystems**. 2^a ed. New York, Estados Unidos: Macmillan Publishing, 1975.

WILLIAMS, A. A. J.; KAROLY, D. J.; TAPPER, N. The Sensitivity of Australian Fire Danger to Climate Change. **Climatic Change**, v. 49, n. 1–2, p. 171–191, 2001.

WIMBERLY, M. C.; REILLY, M. J. Assessment of fire severity and species diversity in the southern Appalachians using Landsat TM and ETM+ imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 108, n. 2, p. 189–197, 2007.

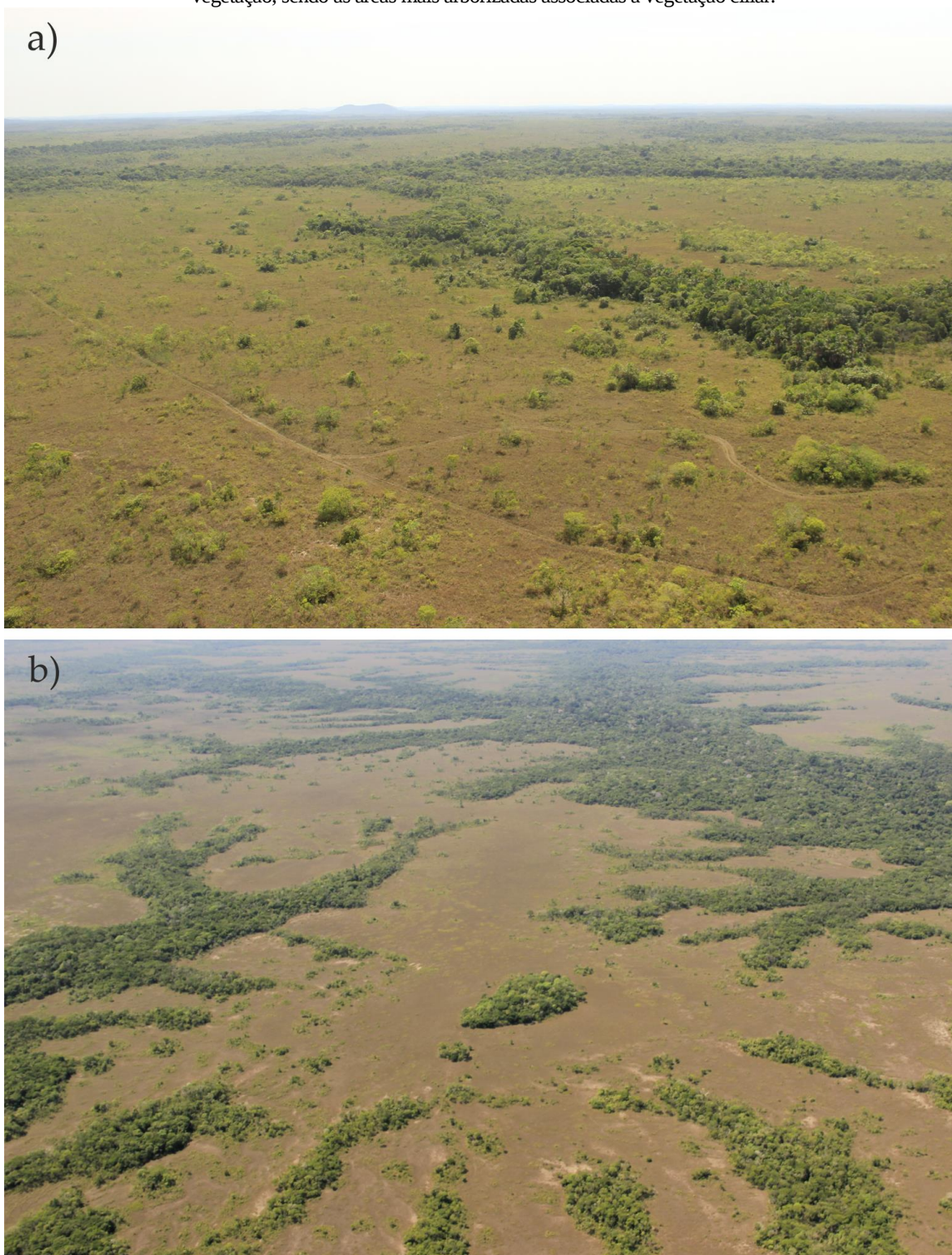
WOODWARD, F.I.; LOMAS, M.R.; KELLY, C.K. Global climate and the distribution of plant biomes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, n. 359, p. 1465-1476, 2004.

ZHU, Z.; WANG, S.; WOODCOCK, C. E. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. **Remote Sensing of Environment**, n. 159, p. 269–277, 2015.

6. ANEXO

6.1 ANEXO A: Fotografias da área de estudo.

Figura A1. Fotografias adquiridas em sobrevoos de helicóptero em áreas do ECCA: (a) Variações de fitofisionomia em um setor centro norte do Enclave; (b) Área situada no setor sul do Enclave com predomínio de fitofisionomias abertas de vegetação, sendo as áreas mais arborizadas associadas a vegetação ciliar.



Fonte: Acervo do Parque Nacional dos Campos Amazônicos realizadas em setembro de 2016 e outubro de 2015, respectivamente. Ana Rafaela D'Amico

6.2 ANEXO B: Tabelas complementares geradas a partir do mapeamento das áreas queimadas.

Tabela B1. Tabela de valor de queimas anuais no período de 1984-2019. Para cada categoria se apresenta a sua área (km²) e a porcentagem em relação a área total do ECCA.

Última queima	Área (km²)	Porcentagem (%)	Última queima	Área (km²)	Porcentagem (%)
1984	689,90	15,89	2002	308,77	7,11
1985	176,86	4,07	2003	1166,85	26,87
1986	81,14	1,87	2004	319,04	7,35
1987	310,94	7,16	2005	1628,98	37,52
1988	1598,10	36,80	2006	672,23	15,48
1989	6,39	0,15	2007	652,79	15,03
1990	19,10	0,44	2008	817,87	18,84
1991	1104,76	25,44	2009	58,40	1,35
1992	13,87	0,32	2010	1416,28	32,62
1993	63,29	1,46	2011	983,84	22,66
1994	127,79	2,94	2012	169,83	3,91
1995	866,55	19,96	2013	25,20	0,58
1996	208,53	4,80	2014	1503,84	34,63
1997	266,23	6,13	2015	249,98	5,76
1998	347,72	8,01	2016	394,99	9,10
1999	450,65	10,38	2017	659,20	15,18
2000	95,04	2,19	2018	342,12	7,88
2001	139,92	3,22	2019	1160,32	26,72

Tabela B2. Tabela de classes do mapa de última queima, período de 1984-2019. Para cada categoria de última queima se apresenta a sua área (km²) e a porcentagem em relação a área total do ECCA, sendo NQ = Não queimado.

Última queima	Área (km²)	Porcentagem (%)	Última queima	Área (km²)	Porcentagem (%)
1984	45,84	1,06	2003	27,79	0,64
1985	9,60	0,22	2004	15,77	0,36
1986	3,12	0,07	2005	94,04	2,17
1987	0,15	0,00	2006	35,53	0,82
1988	110,61	2,55	2007	14,44	0,33
1989	0,07	0,00	2008	50,82	1,17
1990	0,62	0,01	2009	12,56	0,29
1991	14,95	0,34	2010	218,09	5,02
1992	0,04	0,00	2011	225,42	5,19
1993	1,82	0,04	2012	43,91	1,01
1994	2,46	0,06	2013	5,08	0,12
1995	2,24	0,05	2014	385,63	8,88
1996	2,42	0,06	2015	95,75	2,21
1997	2,77	0,06	2016	167,32	3,85
1998	16,90	0,39	2017	284,05	6,54
1999	2,68	0,06	2018	305,50	7,04
2000	3,20	0,07	2019	1160,32	26,72
2001	1,53	0,04	NQ	975,67	22,47
2002	3,38	0,08			

6.3 ANEXO C: Scripts utilizados para validação e geração dos mapas

Anexo C1: Validação de mapeamento de áreas queimadas - Matriz de erro.

```
library (raster)
library (caret)
# Selecionar local de trabalho
setwd ("C:/ TCC/matheus/")
# Criar a lista de rasters
litrasters_BAMs<- list.files("./2_validacao/dados_BAMs/rasters/", pattern="*.tif$",full.names = TRUE)
litrasters_reference<- list.files("./2_validacao/dados_referencia/rasters/", pattern="*.tif$",full.names = TRUE)

par_solutions<- as.data.frame (matrix(ncol=6,nrow=0))#aumentar as cols de acordo com numero de índices ativados

for (i in 1:length(litrasters_BAMs)) {

  ## Abrir arquivos raster (classificado e referencia)
  BA_bams <- raster (litrasters_BAMs[i])      # BAMS raster
  BA_ref <- raster (litrasters_reference [i])  # Reference burned area (supervised)

  ## Converter rasters para tabela (dataframe) omitindo os NAs
  BAMS <- na.omit (as.data.frame (BA_bams))
  Refer <- na.omit(as.data.frame (BA_ref))

  ## Associar os valores 1 e 0 nos rasters a "burned" e "unburned"
  BAMS[BAMS == 1] <- "Burned"
  BAMS[BAMS == 0] <- "Unburned"
  names(BAMS)[1] <- "BAMS"
  Refer[Refer == 1] <- "Burned"
  Refer[Refer == 0] <- "Unburned"
  names(Refer)[1] <- "Refer"

  ## Unir na mesma tabela e converter os números a factor (exigência para o próximo passo)
  table <- cbind (BAMS, Refer)
  table$BAMS <- as.factor (table$BAMS)
  table$Refer <- as.factor (table$Refer)

  ## Calcular matriz de confusão entre os mapeamentos e extrair seus valores
  matriz_conf <- confusionMatrix(table$BAMS, table$Refer)
  matriz_conf <- as.data.frame(matriz_conf$table)

  # Derivar os parâmetros da matriz de erro
  e11<- as.numeric (matriz_conf[1,3]) #burned nos dois rasters - TRUE POSITIVES
  e21<- as.numeric (matriz_conf[2,3]) #unburned no BAMS; burned na referencia - FALSE NEGATIVES
  e12<- as.numeric (matriz_conf[3,3]) #burned no BAMS; unburned na referencia - FALSE POSITIVES
  e22<- as.numeric (matriz_conf[4,3]) #unburned nos dois rasters - TRUE NEGATIVES

  # Cálculo de índices da matriz de erro
  OA <- (e11 + e22)/(e11 + e22 + e12 + e21) #overall accuracy
  CE <- e12/(e12 + e11) # comission error or users accuracy
  OE <- e21/(e21 + e11) # omission error or producers accuracy
  DC <- ((2* e11 )/((2*e11)+e12+e21)) #dice coefficient

  stats_t<- cbind (as.numeric(substring(litrasters_BAMs[i],76,79)),
    OA, CE, OE, DC)
  par_solutions<- rbind (par_solutions, stats_t)
  print(paste(substring (litrasters_BAMs[i],76,79), "processed", sep = " ")) #necessário ajustar o substring ao seu diretório
}
colnames(par_solutions)<- c ("Year", "OA", "CE", "OE", "DC")

# Exportar resultados
write.csv2 (par_solutions, "./2_validacao/Validacao_anual.csv", sep = "t")
```

Anexo C2: Geração dos mapas de número de ocorrências, frequência e última queima.

```

library(rgdal)
library (maptools)
library (raster)

# Selecionar local de trabalho
setwd ("C:/ TCC/matheus/")

# Rasterizar os polígonos de áreas queimados por ano (exemplo para um único arquivo)
raster_base <- raster("./mapas/shapes/BAN/1984/1984_L5_MAXNBR_COMPO_PNCA.tif")
perimetro <- readOGR("./mapas","PARNA_Enclave_Cerrado_WGS84")
ba<-readOGR("./mapas/shapes", "1989_BA_L5_PNCA")
ba@data$burned<- 1
ba@data$year<- as.numeric(substring(list.shapes[i],25,28))
ba_raster<- rasterize(ba, raster_base, ba@data$burned , fun='last', background=NA)
year_raster<- rasterize(ba, raster_base, ba@data$year , fun='last', background=NA)
writeRaster(ba_raster, paste ('./mapas/raster/ba/1989', "_BA.tif", sep=""),format="GTiff", datatype="INT1U", overwrite=TRUE,
NAflag=255)
writeRaster(year_raster, paste ('./mapas/raster/ano/1989', "_BAyear.tif", sep=""),format="GTiff", datatype="INT2U", overwrite=TRUE,
NAflag=255)

## Rasterizar os polígonos de áreas queimados por ano em função loop
list.shapes<-list.files("./mapas/shapes/",pattern="*.shp",full.names = TRUE)

for (i in 1:length(list.shapes)) {
  ba<- readOGR(list.shapes[i])
  ba@data$burned<- 1
  ba@data$year<- as.numeric(substring(list.shapes[i],25,28))
  ba_raster<- rasterize(ba, raster_base, ba@data$burned , fun='last', background=NA)
  print(2000 + "rasterizado") #Para identificar em qual arquivo o loop se encontra
  ba_raster<- reclassify(ba_raster, cbind(NA, 0))
  ba_raster<- mask (ba_raster, perimetro)
  year_raster<- rasterize(ba, raster_base, ba@data$year , fun='last', background=NA)
  writeRaster(ba_raster, paste ('./mapas/raster/ano/ba/',substring(list.shapes[i],68,71), "_BAMS.tif", sep="),format="GTiff",
datatype="INT1U", overwrite=TRUE, NAflag=255)
  #writeRaster(year_raster, paste ('./mapas/raster/ano/',substring(list.shapes[i],25,28), "_BAyear.tif", sep="),format="GTiff",
datatype="INT2U", overwrite=TRUE, NAflag=255)}

## Gerar acumulado total dos rasters gerados
list.rasters<-list.files("./mapas/raster/ba/",pattern="*.tif",full.names = TRUE)
list.rasters2<-list.files("./mapas/raster/ano/",pattern="*.tif",full.names = TRUE)
ba_multi_rasters<- stack (list.rasters)
year_multi_rasters<- stack (list.rasters2)

# Gerar mapa de número de queimas na série temporal por pixel
sum_ba<- calc(ba_multi_rasters, fun=sum, na.rm=TRUE)
sum_ba<- reclassify(sum_ba, cbind(NA, 0))
sum_ba<- mask (sum_ba, perimetro)

# Gerar mapa da ultima queima na série temporal por pixel
last_year<- calc(year_multi_rasters, fun=max, na.rm=TRUE)
last_year<- reclassify(last_year, cbind(NA, 0))
last_year<- mask (last_year, perimetro)

# Gerar mapa de frequência de queima por pixel
freq_ba<- sum_ba/length(list.rasters)
freq_ba<- reclassify(freq_ba, cbind(NA, 0))
freq_ba<- mask (freq_ba, perimetro)

## Exportar os mapas gerados
writeRaster(sum_ba, file.path("./mapas/raster/sum_freq/","BASum_PNCA_1984-2019.tif" ),format="GTiff", datatype="INT1U",
overwrite=TRUE)
writeRaster(freq_ba, file.path("./mapas/raster/sum_freq/","BAfreq_PNCA_1984-2015.tif" ),format="GTiff", datatype="FLT4S",
overwrite=TRUE, NAflag=255)
writeRaster(last_year, file.path("./mapas/raster/sum_freq/","BALast_PNCA_1984-2019.tif" ),format="GTiff", datatype="INT2U",
overwrite=TRUE, NAflag=255)

```

Rio Claro, 04 de novembro de 2020.



Dr. Daniel Borini Alves (orientador)



Profa. Assoc. Alessandra Fidelis (supervisora)



Matheus Torres Walder (discente)