



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE GRADUAÇÃO
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

AUDI VIERO NETO

MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE PLANTAS RARAS E
AMEAÇADAS NA SAVANA AMAPAENSE

MACAPÁ
2025

AUDI VIERO NETO

**MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE PLANTAS RARAS E
AMEAÇADAS NA SAVANA AMAPAENSE**

Trabalho apresentado para conclusão do Curso de Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amapá – UNIFAP.
Área de concentração: Biodiversidade e Conservação

Orientadora: Profa. Dra. Darley Calderaro Leal Matos

Coorientador: Prof. Dr. Arialdo Martins da Silveira Junior

MACAPÁ

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central/UNIFAP-Macapá-AP
Elaborado por Cristina Fernandes – CRB-2 / 1569

Viero Neto, Audi.
V658m Modelagem de distribuição de espécies de plantas raras e ameaçadas na savana amapaense / Audi Viero Neto. - Macapá, 2025.
1 recurso eletrônico.
66 f.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal do Amapá,
Coordenação do Curso de Graduação em Ciências Ambientais, Macapá, 2025.
Orientadora: Profa. Dra. Darley Calderaro Leal Matos.
Coorientador: Prof. Dr. Arialdo Martins da Silveira Junior.

Modo de acesso: World Wide Web.
Formato de arquivo: Portable Document Format (PDF).

1. Plantas raras - Amapá. 2. Plantas em extinção - Amapá. 3. Plantas da savana - Brasil, Norte - Identificação. I. Darley Calderaro Leal Matos, orientadora. II. Silveira Junior, Arialdo Martins da, coorientador. III. Universidade Federal do Amapá. IV. Título.

CDD 23. ed. – 571.32

VIERO NETO, Audi. **Modelagem de distribuição de espécies de plantas raras e ameaçadas na savana amapaense.** Orientadora: Profa. Dra. Darley Calderaro Leal Matos. Coorientador: Prof. Dr. Arialdo Martins da Silveira Junior. 2025. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Ciências Ambientais. Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2025.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE PLANTAS RARAS E
AMEAÇADAS NA SAVANA AMAPAENSE

Autor: AUDI VIERO NETO

FOLHA DE APROVAÇÃO

Este Trabalho de Conclusão de Curso, intitulado “Modelagem de distribuição de espécies de plantas raras e ameaçadas na savana amapaense”, elaborado por Audi Viero Neto, foi submetido e aprovado como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Amapá.

Data de aprovação: 02/10/2026

Banca Examinadora:

Profª. Dra. Darley Calderaro Leal Matos – Orientadora
Instituto Federal do Amapá (IFAP)

Dr. Salustiano Vilar da Costa Neto
Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA)

Dr. Orleno Marques da Silva Júnior
Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA)

Dedicatória

À professora doutora **Darley Calderaro Leal Matos**,
orientadora e amiga,
pela disponibilidade generosa,
pelo auxílio em tantas frentes
e por me guiar com rigor e delicadeza
neste caminho acadêmico.

À minha esposa, **Brenda Gabriela Corrêa da Silva**,
pelo apoio paciente,
pelo cuidado que sustenta os dias
e pela alegria partilhada nas pequenas conquistas.

Aos meus pais, **Audi Viero Junior** e **Andréia Pereira Dias Viero**,
pela presença que me edificou,
pela confiança que me ancorou
e pelo exemplo que me orienta.

A vocês, dedico este trabalho.

“Quanto maior a dificuldade, maior a glória em superá-la.” — Aristóteles

Agradecimentos

Ao corpo docente do Curso de Ciências Ambientais da UNIFAP, em especial aos professores **Dr. José Leonardo Lima Guimarães** e **Dr. Arialdo Martins da Silveira Júnior**, por embarcarem nesta jornada, pelos conselhos oportunos e pela atenção constante.

Ao **Dr. Salustiano Vilar da Costa Neto**, do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA), pelo norte seguro que seus trabalhos ofereceram às espécies aqui estudadas, pela dedicação persistente à pesquisa sobre as savanas amapaenses e pela inspiração que orientou esta caminhada.

Ao **Dr. Orleno Marques da Silva Júnior**, do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA), pela generosa disponibilização de dados, pelos trabalhos publicados que viabilizaram o desenvolvimento deste estudo e pela avaliação criteriosa do manuscrito.

Meu sincero agradecimento.

RESUMO

A savana amapaense é a segunda maior área contínua de savanas na Amazônia e convive com pressões de expansão agropecuária, silvicultura e incêndios, além de baixa representatividade em Unidades de Conservação. Esse cenário amplia o risco para espécies raras e pouco amostradas e reforça a necessidade de conhecer melhor sua distribuição. Este estudo teve como objetivo estimar a distribuição potencial de quatro espécies raras ou ameaçadas associadas à savana do Amapá, identificar condicionantes ambientais relevantes e verificar a cobertura dessas áreas por unidades de proteção. As modelagens integraram registros de ocorrência de bases públicas e variáveis bioclimáticas do WorldClim 2.1 em modelos de máxima entropia no R, calibrados no recorte savânico do estado. A avaliação considerou limiar de omissão de 5%, teste binomial de omissão e percentis das presenças, permitindo comparabilidade mesmo com amostras reduzidas. Os modelos mostraram padrões coerentes com a ecologia das espécies e indicaram que parcelas expressivas das maiores adequações permanecem fora de Unidades de Conservação, evidenciando lacunas de proteção. A análise de importância apontou a sazonalidade térmica e hídrica como determinantes da adequação ambiental. Os núcleos de maior adequação incidem com frequência sobre matrizes de pastagens, silvicultura e mosaicos agropecuários, próximos a rodovias e assentamentos, o que sugere maior exposição à supressão de vegetação e ao fogo. Conclui-se que os mapas produzidos oferecem base técnica para orientar campanhas de validação em campo, apoiar a criação ou ampliação de áreas protegidas e subsidiar avaliações formais de risco para a flora savânica do Amapá.

Palavras-chave: áreas protegidas; espécies vulneráveis; biodiversidade; distribuição de plantas; mapas.

ABSTRACT

The Amapá savanna is the second largest continuous savannas area in the Amazon and faces pressures from agricultural expansion, forestry, and fires, in addition to low representation in Conservation Units. This scenario increases the risk for rare and under-sampled species and reinforces the need to better understand their distribution. This study aimed to estimate the potential distribution of four species associated with the Amapá savanna, identify relevant environmental constraints, and verify the coverage of these areas by protected areas. The models integrated occurrence records from public databases and bioclimatic variables from WorldClim 2.1 in maximum entropy models in R, calibrated on the state's savannah region. The evaluation considered a 5 percent omission threshold, the binomial omission test, and percentiles of presence, allowing comparability even with reduced sample sizes. The models showed patterns consistent with the species' ecology and indicated that significant portions of the most suitable species remain outside of Conservation Units, highlighting protection gaps. The significance analysis identified thermal and water seasonality as determinants of environmental suitability. The most suitable nuclei often occur in pasture matrices, forestry and agricultural mosaics, close to highways and settlements, which suggests greater exposure to vegetation suppression and fire. It is concluded that the maps produced provide a technical basis for guiding field validation campaigns, supporting the creation or expansion of protected areas, and informing formal risk assessments for the savanna flora of Amapá.

Keywords: protected areas; vulnerable species; biodiversity; plant distribution; maps;

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVOS	13
3 REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1 A vegetação de savana	14
3.1.1 Fitofisionomias da savana amapaense.....	15
3.1.2 Fatores influenciadores na distribuição de espécies na savana	18
3.2 Biodiversidade, espécies ameaçadas e conservação da savana	19
3.3 Modelagem de distribuição	21
3.4 Algoritmo <i>MaxEnt</i> e software R	23
4 METODOLOGIA	25
4.1 Área de Estudo	25
4.2 Coleta de Dados	26
4.3 Análise de dados	32
4.3.1 Validação dos modelos.....	33
4.3.2 Contribuição das variáveis	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1 <i>Axonopus amapaensis</i> G.A. Black	34
5.2 <i>Axonopus pubivaginat</i>us Henrard	37
5.3 <i>Appendicularia thymifolia</i> (Bonpl.) DC.	40
5.4 <i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>saxatilis</i> (Amshoff) H.S.Irwin & Barneby	43
5.5.1 Integração das espécies	46
5.5.2 <i>Hotspots</i> de coocorrências (<i>Tiers</i>) – resultados e prioridades	46
6 CONCLUSÃO	54
REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é considerado o país com a maior extensão de florestas tropicais e a flora mais diversa do mundo. Calcula-se que cerca de 55 mil espécies de plantas superiores ocorram no território nacional, representando aproximadamente 22% da diversidade vegetal global (Brasil, 2002). Conforme Veloso *et al.* (1991), a vegetação brasileira é composta por diferentes formações, como savanas, estepes, campinaranas, florestas ombrófilas densas, abertas e mistas, florestas estacionais semidecíduais e decíduas, além de ambientes edáficos.

A savana, conhecida no Brasil como cerrado, corresponde à segunda maior formação vegetal do país, superado apenas pela Floresta Amazônica em extensão (Ratter; Ribeiro; Bridgewater, 1997). É reconhecido como uma das savanas mais diversas da região neotropical, abrigando alta diversidade biológica e muitos endemismos (Silva; Bates, 2002).

A intensificação do agronegócio tem promovido rápida degradação das áreas savânicas, de modo que menos de 20% de sua cobertura original permanece em condições naturais (Strassburg *et al.*, 2017). Além disso, apenas 7,7% do bioma encontra-se efetivamente protegido por unidades de conservação, evidenciando uma situação crítica de fragilidade (Oliveira *et al.*, 2017).

Na Amazônia, as savanas representam menos de 4% da superfície regional, cobrindo cerca de 267.164 km² em forma de mosaicos inseridos no interior da floresta. Estão presentes nos estados de Rondônia, Roraima, Amazonas, Pará e Amapá (Ratter *et al.*, 2003; Bridgewater *et al.*, 2004; Mendonça *et al.*, 2008).

As savanas amazônicas têm sido pouco estudadas (Carvalho; Mustin, 2017) e enfrentam pressões crescentes no Amapá. Na savana amapaense, a expansão de cultivos mecanizados, principalmente soja e milho, já é documentada (Embrapa Amapá, 2014; Lameira, 2016). Plantios de espécies exóticas para silvicultura, como eucalipto, também ocorrem em diversas regiões do estado (Caric *et al.*, 2022). Além disso, o uso recorrente de fogo e queimadas é evidenciado em estudos recentes que mostram correlação entre desmatamento e focos de calor no Amapá, especialmente em áreas de Savana Amazônica, indicando que incêndios não controlados são uma ameaça significativa (Caric *et al.*, 2022).

Estas áreas têm os níveis de endemias e diversidade de espécies menores em relação a savana contínua, pois estão isoladas da distribuição, podendo apresentar limitação na colonização de espécies pela distância da fonte de propágulos (Prance, 1996; Ratter *et al.*, 1996).

Nas últimas décadas, a savana brasileira passou a ser considerada, em documentos oficiais e análises técnicas, como alternativa para reduzir a pressão do desmatamento na Amazônia, seja pela expansão agrícola, seja pelo uso de florestas plantadas voltadas ao sequestro de carbono. Ao mesmo tempo, a intensificação do uso da terra no bioma indica risco de perdas crescentes de biodiversidade, porque as unidades de conservação ainda são poucas e concentradas em poucas regiões (Funbio, 2012, p. 8).

A savana do Amapá é a segunda maior área contínua do bioma na Amazônia e ocupa cerca de 7,2% do território estadual (ZEE, 2008). Mesmo assim, é considerada uma das porções mais ameaçadas porque tem baixa representatividade no sistema de unidades de conservação (Carvalho; Mustin, 2017; Matos *et al.*, 2020). No total, apenas cerca de 7,9% dessa savana está protegida somando proteção integral, uso sustentável e terras indígenas (ICMBio, 2009, 2014, 2017; SEMA, 2014; Matos *et al.*, 2020). Além disso, ela está entre os ecossistemas mais ameaçados do estado e sofre forte pressão humana por concentrar os maiores centros urbanos e grande parte da rede de rodovias (IBGE, 2004).

O avanço da agricultura mecanizada, silvicultura, produção animal e exploração dos recursos minerais são as maiores ameaças que a savana amapaense encontra atualmente e pode vir a encontrar futuramente (IEPA, 2016).

A intensificação do uso da terra é um dos principais motores da perda global de biodiversidade (Newbold *et al.*, 2016). As mudanças climáticas impulsionadas por atividades humanas ampliam esses efeitos e alteram a distribuição das espécies, a composição de comunidades e o funcionamento dos ecossistemas em escala global (Diffenbaugh; Field, 2013; Pecl *et al.*, 2017). Mesmo assim, elas não atuam sozinhas, outros fatores também contribuem para o declínio da biodiversidade.

A destruição de habitats resultante do desmatamento coloca milhares de espécies em risco de extinção, em razão da rapidez e intensidade das alterações ambientais (Lovejoy, 2017) e expansão das atividades humanas (Ellis *et al.*, 2010). Porém, apesar da perspectiva desfavorável, essas extinções podem ser evitadas (Pimm *et al.*, 2014).

Alexandre *et al.* (2013) destacam que compreender a distribuição geográfica das espécies e os fatores que condicionam sua ocorrência é fundamental para a conservação da biodiversidade. A modelagem de distribuição de espécies (MDE) pode constituir um importante instrumento para embasar estudos e aplicações voltadas para a conservação de espécies ameaçadas de extinção (Alexandre *et al.*, 2013). Estudos que identifiquem os riscos de extinção de vários grupos de organismos são relevantes e aumentam a consciência sobre a importância

de conservar espécies e seus habitats, assim como desencadeiam políticas e investimentos públicos que são necessários para resolver o problema (Lovejoy, 2017).

As ações de conservação precisam considerar, ao mesmo tempo, os efeitos das mudanças climáticas e as pressões do uso da terra (Pecl *et al.*, 2017; Pouzols *et al.*, 2014). Por isso, é essencial avaliar ameaças futuras e a sensibilidade das espécies a esses fatores para definir medidas mais eficazes (Payne; Bro-Jørgensen, 2016). Nesse sentido, análises que integrem condições ambientais e uso da terra ajudam a identificar as espécies mais vulneráveis e a destacar áreas com maior estabilidade ou maior suscetibilidade à perda de biodiversidade e a riscos de extinção.

A modelagem de distribuição de espécies combina registros de ocorrência com variáveis ambientais para estimar as condições que favorecem a presença e a persistência das espécies (Anderson; Lew; Peterson, 2003). O uso dessa ferramenta tem aumentado porque ela oferece informações rápidas e bem embasadas para orientar ações de conservação e priorizar áreas, ajudando a conter perdas de biodiversidade (Giannini, 2012).

Sendo assim, neste estudo será utilizada a modelagem de distribuição de espécies como instrumento para a conservação de espécies de plantas ameaçadas. São raros os estudos de modelagem de distribuição na savana amapaense com enfoque na conservação de plantas raras e ameaçadas.

Além disso, considerando a fragilidade das savanas por causa do desmatamento acelerado, devido à expansão urbana, abertura de pastagens e, principalmente, pelo plantio de soja e *Eucalyptus* spp., além da baixa representatividade de áreas protegidas nas savanas amapaenses, são urgentes e necessários estudos que forneçam informações que subsidiem ações estratégicas que venham evitar a perda de biodiversidade e ajudem a reduzir o déficit de conhecimento sobre a distribuição de espécies mais suscetíveis a extinção, trazendo pontos de potencial ocorrência e que possibilitem propostas de intervenções conservacionistas.

Neste contexto, pretende-se responder as seguintes questões: (a) as áreas de distribuição de algumas espécies raras e ameaçadas à extinção da savana amapaense estão contidas significativamente em áreas protegidas no estado do Amapá? (b) quais locais possuem potencial para conservação de espécies raras e ameaçadas da savana?

2 OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral:

Analisar a distribuição potencial de espécies de plantas raras e ameaçadas da savana do estado do Amapá, a fim de compreender sua vulnerabilidade e fornecer subsídios para estratégias de conservação.

2.2. Objetivos específicos:

- Mapear a distribuição geográfica de quatro espécies raras e ameaçadas de extinção presentes na savana amapaense.
- Verificar em que medida essas áreas de ocorrência estão inseridas no atual sistema de áreas protegidas do estado do Amapá.
- Identificar locais estratégicos da savana amapaense com potencial para a conservação de espécies raras e ameaçadas.
- Analisar as lacunas de proteção existentes e discutir possibilidades de ampliação ou criação de áreas de conservação.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A vegetação de savana

Savana é um tipo de vegetação aberta, com camada contínua de herbáceas e dossel de arbustos e árvores mais espaçado. Elas ocorrem em todos os continentes e estão presentes em mais de 30 países (Folch *et al.*, 2000). Em termos de distribuição, ocupam grande parte das áreas tropicais e subtropicais, incluindo cerca de 50% da África e porções relevantes da América do Sul, Ásia e Oceania (Goedert *et al.*, 2008).

No Brasil, a savana forma um grande contínuo no Planalto Central, conhecido como Cerrado, e aparece também em manchas menores e isoladas ao sul e ao norte do país (Ribeiro; Walter, 1998). O termo “Cerrado” é usado para o conjunto de fisionomias que inclui savanas, matas, campos e matas de galeria no Brasil Central (Eiten, 1977; Ribeiro *et al.*, 1981).

O Cerrado é reconhecido como a maior savana do planeta, distribuído por vários estados brasileiros e abrigando cerca de 5% da biodiversidade mundial (Sano *et al.*, 2008). Na classificação internacional, é descrito como vegetação de savana e ocupa aproximadamente 22% do território do Brasil (Ratter, 1992). A distribuição é ampla e contínua, incluindo estado como Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás, Distrito Federal, Tocantins, Bahia, Ceará, Piauí e Maranhão (Mendonça *et al.*, 2008).

Na Amazônia, há áreas de savana inseridas na matriz florestal, conhecidas como savanas amazônicas. Elas ocorrem em Rondônia, Roraima, Amazonas, Pará e Amapá (Ratter *et al.*, 2003; Bridgewater *et al.*, 2004; Mendonça *et al.*, 2008).

O Amapá possui área de 143.453,7 km², ficando em sua maior parte ao norte do Equador (Domingues, 2004). As savanas ocupam cerca de 900.000 hectares, correspondendo a 6,9% da superfície do estado (Mélem *et al.*, 2008). De acordo com Yokomizo (2004), essas savanas abrangem os municípios de Macapá, Santana, Porto Grande, Itaubal e Calçoene, numa faixa com extensão aproximada de 374 km.

Assim como outras savanas amazônicas, as savanas do Amapá exibem fisionomias semelhantes às do Planalto Central, compondo um mosaico de tipos, e mantêm conexão com as savanas do Planalto das Guianas (IBGE, 2012).

As savanas amapaenses formam um mosaico com trechos de vegetação lenhosa aberta, faixas com camada arbustivo-lenhosa mais densa e áreas gramadas com arbustos e árvores esparsos. Na transição com várzeas, ocorrem porções sazonalmente alagadas, por vezes

cortadas por matas de galeria (Castro, 2009; Mochiutti; Meirelles, 1994; Oliveira, 2009; Mustin *et al.*, 2017).

Conforme o IBGE (2012) e Mustin *et al.* (2017), a savana do Amapá pode ser agrupada em quatro tipos principais: *shrub savanna* (savana arborizada), *woodland savanna* (savana florestada), *grass savanna* (savana gramíneo-lenhosa) e *park savanna* (savana parque). Costa Neto (2014) descreve cinco fisionomias: campo limpo, campo sujo, cerrado rupestre, campo cerrado e cerrado sentido restrito. Tipos como cerradão, campo limpo e campo sujo também foram reconhecidos por Rabelo e Van den Berg (1981).

3.1.1 Fitofisionomias da savana amapaense

As savanas do Amapá são heterogêneas: diferentes fisionomias se combinam e formam um mosaico típico das savanas brasileiras (Costa Neto, 2014). Os cinco tipos descritos para o estado apresentam variações de altura e densidade da vegetação arbóreo-arbustiva relacionadas à granulometria do solo, o que interfere na capacidade de retenção de água (Costa Neto, 2014).

No sudeste do Amapá, o “cerrado rupestre” ainda não foi descrito formalmente; a literatura sugere associação com a savana parque, com feições de campos litossólicos e/ou rupestres reconhecidas em outras regiões do Brasil, mas ainda não identificadas no estado (IBGE, 2012; Costa Neto, 2014). Alternativamente, pode corresponder ao “cerrado sentido restrito” no subtipo “cerrado rupestre” definido por Ribeiro; Walter (1998) para o Brasil Central, caracterizado pela presença de solos litólicos e afloramentos rochosos (Costa Neto, 2014).

Segundo Costa Neto (2014), as fisionomias das savanas no Amapá seguem um gradiente norte-sul associado a relevo, solos e clima. Ao norte, predominam campos limpo e sujo, em áreas planas ou colinosas e com solos mal drenados. Mais ao sul, são mais comuns campo cerrado e cerrado sentido restrito, geralmente sobre relevo suavemente ondulado a colinoso e solos bem drenados, com ou sem conglomerados e rochocidade. Os cerrados rupestres ocorrem, por exemplo, nos afloramentos rochosos da Reserva Extrativista do Cajari, em altitudes mais elevadas no sudoeste do estado.

A Savana Florestada (Cerradão) é descrita pelo IBGE (2012, p.109) como sendo:

Subgrupo de formação com fisionomia típica e característica restrita a áreas areníticas lixiviadas com solos profundos, ocorrendo em um clima tropical eminentemente estacional. Apresenta sinúsias lenhosas de micro e nanofanerófitos, tortuosos com ramificação irregular, providos de macrófitos esclerófitos perenes ou semidecíduos,

ritidoma esfoliado corticoso rígido ou córtex maciamente suberoso, com órgãos de reserva subterrâneos ou xilopódios, cujas alturas variam de 6 a 8 m. Em alguns locais, apresenta sinúrias lenhosas de meso e microfanerófitos com altura média superior aos 10 m, sendo muito semelhante, fisionomicamente, a Florestas Estacionais, apenas diferindo destas na sua composição florística. Não apresenta sinúria nítida de caméfitos, mas sim relvado hemicriptofítico, de permeio com plantas lenhosas raquíticas e palmeiras anãs. (IBGE, 2012, p. 109)

A Savana Arborizada (Campo Cerrado) é descrita pelo IBGE (2012, p.110) como sendo:

Subgrupo de formação natural ou antropizado que se caracteriza por apresentar uma fisionomia nanofanerofítica rala e outra hemicriptofítica graminoide contínua, sujeito ao fogo anual. As sinúrias dominantes formam fisionomias ora mais abertas (Campo Cerrado), ora com a presença de um scrub adensado, Cerrado propriamente dito. A composição florística, apesar de semelhante à da Savana Florestada, possui espécies dominantes que caracterizam os ambientes de acordo com o espaço geográfico ocupado). (IBGE, 2012, p. 110)

A Savana Parque (Campo Sujo, Campo Rupestre) é definida pelo IBGE (2012, p.113) como sendo:

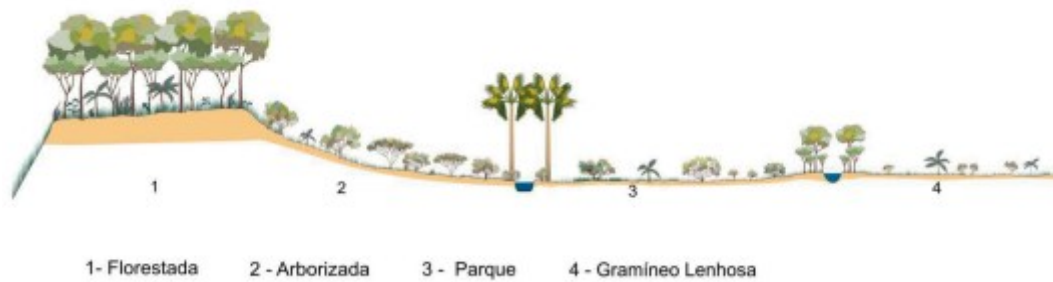
Subgrupo de formação constituído essencialmente por um estrato graminoide, integrado por hemicriptófitos e geófitos de florística natural ou antropizada, entremeado por nanofanerófitos isolados, com conotação típica de um “Parque Inglês” (Parkland). A Savana Parque de natureza antrópica é encontrada em todo o País, enquanto a natural ocorre algumas vezes com feição de campos litossólicos e/ou rupestres. Em áreas encharcadas de depressões periodicamente inundadas, ocorrem as tipologias naturais de Cerrado-de-Pantanal, com denominações regionais diversas, caracterizadas pela presença de “covoais”, “monchões” ou “murundus”. (IBGE, 2012, p. 113)

Sobre a Savana Gramíneo-Lenhosa (Campo Limpo), o IBGE (2012, p.114) descreve:

Prevalecem nesta fisionomia, quando natural, os gramados entremeados por plantas lenhosas raquíticas, que ocupam extensas áreas dominadas por hemicriptófitos e que, aos poucos, quando manejados através do fogo ou pastoreio, vão sendo substituídos por geófitos que se distinguem por apresentar colmos subterrâneos, portanto mais resistentes ao pisoteio do gado e ao fogo. (IBGE, 2012, p. 114)

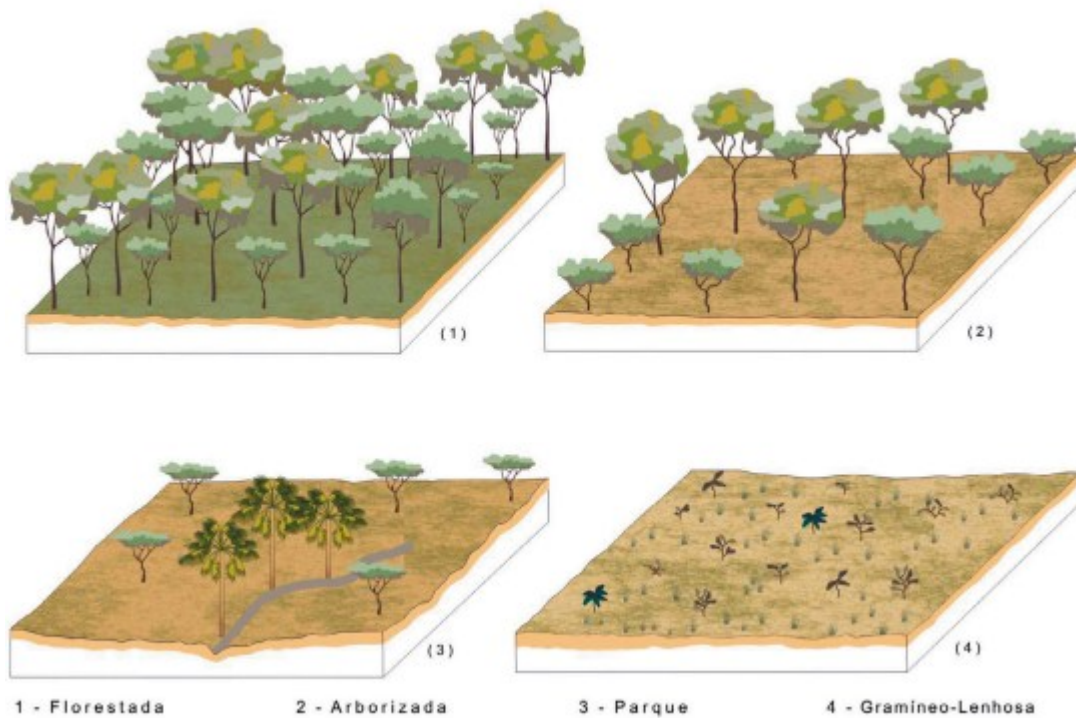
É possível visualizar o perfil esquemático da Savana (Cerrado) na Figura 1 e blocos-diagramas das fisionomias ecológicas da Savana (Cerrado) na Figura 2.

Figura 1- Perfil esquemático da Savana (Cerrado).



Fonte: IBGE (2012); Veloso, Rangel Filho e Lima (1991).

Figura 2- Blocos-diagramas das fisionomias ecológicas da Savana (Cerrado).



Fonte: IBGE (2012); Veloso, Rangel Filho e Lima (1991).

Segundo Amaral *et al.* (2019), a savana florestada se caracteriza pelo predomínio do estrato lenhoso: árvores e arbustos com 5–12 m, com ramificações no alto do tronco. Há estratificação vertical definida, com dossel e sub-bosque. No Amapá, ocorre de forma pontual próximo à calha do rio Araguari e, em maior extensão, ao norte do estado (municípios de Amapá e Calçoene), no contato entre a floresta ombrófila densa e a planície costeira (Amaral *et al.*, 2019).

Amaral *et al.* (2019) descrevem a savana arborizada como dominada por vegetação lenhosa de porte baixo (3–5 m), em aglomerados de indivíduos da mesma altura, sem estratificação vertical. As árvores tendem a ser inclinadas e tortuosas, com ramificações

irregulares; as folhas são coriáceas e os troncos apresentam casca espessa, fendida ou sulcada. No Amapá, essas savanas ocorrem associadas às savanas florestadas no norte (relevo plano, solos bem drenados) e também ao sul, na RESEX do Cajari, no contato com a floresta ombrófila densa (Amaral *et al.*, 2019).

Para Amaral *et al.* (2019), a savana parque reúne árvores e arbustos de baixo porte, bem espaçados, sobre um estrato herbáceo contínuo. Em alguns pontos, formam pequenos agrupamentos sobre ressaltos do terreno chamados “murunduns”. No Amapá, é o subtipo mais extenso: ocorre desde a RESEX do Cajari (municípios de Mazagão, Santana, Macapá e Porto Grande) até Calçoene, em altitudes próximas de 80 m (Amaral *et al.*, 2019).

Segundo Amaral *et al.* (2019), a savana gramíneo-lenhosa tem fisionomia campestre, com domínio de herbáceas em extensas áreas geralmente planas. Surgem, de forma isolada, poucas plantas lenhosas de pequeno porte, que não formam adensamentos. No Amapá, esse subtipo ocorre ao norte (topografia de plana a escarpada) e também no leste, nos municípios de Macapá e Itaubal (Amaral *et al.*, 2019).

De acordo com Amaral *et al.* (2019), a distribuição dos subtipos de savana no Amapá é a seguinte: savana parque 73,97%, savana gramíneo-lenhosa 10,89%, savana arborizada 9,74% e savana florestada 6,40%. As savanas florestadas concentram-se no norte do estado, enquanto os demais subtipos estão bem representados ao longo de toda a faixa de ocorrência da vegetação.

3.1.2 Fatores influenciadores na distribuição de espécies na savana

A distribuição das savanas resulta da ação conjunta de clima, hidrologia, condições do solo (textura, fertilidade e umidade), relevo e fogo (Ruggiero *et al.*, 2002; Sarmiento; Silva Júnior, 2006; Lloyd *et al.*, 2008; Ribeiro; Walter, 2008; Gianotti *et al.*, 2013). Em escala continental, a pluviosidade anual e sua sazonalidade tendem a ser os principais determinantes; já a fertilidade do solo ganha importância regional e seus efeitos variam com a chuva (Lehmann *et al.*, 2011).

A topografia se relaciona diretamente com a disponibilidade de água por meio do nível do lençol freático (Sarmiento; Silva Júnior, 2006). Em escala local, os fatores devem explicar a coexistência dos estratos arbóreo e graminoso, que respondem de modo distinto aos mesmos controles climáticos e edáficos (Costa Neto, 2014). A precipitação total, sua sazonalidade e a fertilidade do solo influenciam as taxas de crescimento de lenhosas e gramíneas; fogo frequente

reduz o crescimento e a densidade de árvores, favorecendo gramíneas por diminuir a competição com as lenhosas (Lehmann *et al.*, 2011).

No Amapá, mesmo com pequena variação de latitude, a pluviosidade média anual tende a ser o principal fator que orienta a distribuição de espécies. Como a chuva influencia topografia e textura do solo (areia grossa, argila, silte), a interação entre esses elementos também pesa na organização das comunidades (Costa Neto, 2014). A teoria dos recursos (Walker; Noy-Meir, 1982) ajuda a entender esse padrão: árvores exploram camadas mais profundas do solo, enquanto gramíneas usam camadas superficiais; por isso, herbáceas tendem a sofrer estresse hídrico na seca, ao passo que lenhosas são menos afetadas por acessar água em maior profundidade.

Segundo Costa Neto (2014), há preferências ambientais claras para algumas espécies de plantas: *Axonopus pubivaginatus* Henrard, *Mesosetum cayennense* Steud., *Bulbostylis junciformis* (Kunth) C.B.Clarke, *Bulbostylis conifera* (Kunth) C.B.Clarke e *Rhynchospora cephalotes* (L.) Vahl ocorrem mais em altitudes maiores, com relevo ondulado e melhor escoamento. Já *Raddiella esenbeckii* (Steud.) C.E.Calderón & Soderstr., *Axonopus aureus* P.Beauv., *Axonopus amapaensis* G.A. Black, *Tibouchina aspera* Aubl., *Clitoria guianensis* (Aubl.) Benth. e *Declieuxia fruticosa* (Willd. ex Roem. & Schult.) Kuntze associam-se a solos argilo-arenosos bem drenados. Em solos de baixa permeabilidade com alagamentos temporários, alto teor de silte e chuvas > 4.500 mm, são favorecidas espécies hidrófilas, como *Drosera cayennensis* Sagot ex Diels, *Burmannia capitata* (Walter ex J.F.Gmel.) Mart., *Coleataenia stenodes* (Griseb.) Soreng, *Utricularia subulata* L., *Aristida capillacea* Lam., *Rhynchospora globosa* (Kunth) Roem. & Schult. e *Curtia tenuifolia* (Aubl.) Knobl.

Nas savanas do Amapá, a pluviosidade média anual é o fator primário para a distribuição das espécies. Há respostas adicionais a fatores secundários como topografia, condições edáficas e associações bióticas, que também sofrem influência da chuva (Costa Neto, 2014).

3.2 Biodiversidade, espécies ameaçadas e conservação da savana

Partindo do panorama geral, as savanas reúnem alta biodiversidade, com mais de 7.000 espécies de plantas vasculares entre herbáceas, arbustos, árvores e cipós (Mendonça *et al.*, 1998). Além disso, cerca de 44% dessa flora é endêmica, o que faz da savana tropical mais diversa do mundo (Klink; Machado, 2005).

No contexto brasileiro, a savana é apontada entre as regiões de maior biodiversidade e cobre 25% do território nacional (Brasil, 2007). Nas últimas décadas, documentos oficiais passaram a tratá-la como alternativa para reduzir a pressão de desmatamento na Amazônia, seja pela expansão agrícola seja por plantios florestais voltados ao sequestro de carbono (Brasil, 2007).

Como consequência desse uso, a savana é amplamente ocupada por atividades agropecuárias em todo o Brasil, aproximadamente um quarto do território, com pouco mais de 200 milhões de hectares; cerca de 40% dessa área foi convertida em pastagens e agricultura nas últimas três décadas (Sano *et al.*, 2008). De forma convergente, cerca de metade dos 2 milhões de km² originais foi transformada em pastagens plantadas, culturas anuais e outros usos; monoculturas ocupam cerca de 100.000 km², principalmente soja (Klink; Machado, 2005).

Esse quadro de conversão eleva o risco de perdas de biodiversidade, sobretudo porque as áreas protegidas são poucas e concentradas (Brasil, 2007). Em números, a área destinada à conservação soma cerca de 33.000 km², o que é insuficiente frente aos usos predominantes na savana (Klink; Machado, 2005).

No caso do Amapá, a savana é considerada a maior e a menos protegida entre as savanas amazônicas, além de uma das mais ameaçadas (Carvalho; Mustin, 2017), cobrindo aproximadamente apenas 7,2% da área estadual. Ela sofre forte pressão humana, por concentrar grandes centros urbanos e boa parte da malha rodoviária (IBGE, 2004), e é reconhecida desde 2004 como prioridade “muito alta” de conservação (Brasil, 2004). Ainda assim, apenas cerca de 7,9% da savana amapaense está protegida em unidades de proteção integral, uso sustentável e terras indígenas (Matos *et al.*, 2020).

Em 2017, foram registradas ao menos 378 espécies de plantas para a savana amapaense, incluindo duas endêmicas do estado: *Axonopus amapaensis* (capim-roxo/graminha-carpete) e *Borreria amapaensis* (Brasil, 2016; Rocha; Miranda; Costa Neto, 2014). Outras espécies de relevância, como *Appendicularia thymifolia* (Bonpl.) DC. e *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S. Irwin & Barneby, apresentam distribuição restrita em ecossistemas amazônicos, com registros no Escudo das Guianas e em savanas do Amapá (Brasil, 2016; Silva; Costa Neto; Soares, 2015).

Quanto ao status de ameaça, avaliações regionais utilizando critérios IUCN (2013) indicam as espécies *A. amapaensis* e *A. senescens* (Döll) Henrard como em Perigo, e *Axonopus pubivaginatulus* Henrard e *Spheneria kegelii* (Müll. Hal.) Pilg. Como Vulneráveis (Rocha; Miranda; Costa Neto, 2014; Costa Neto; Miranda; Rocha, 2017). Vale ressaltar que essas não são avaliações oficiais da Lista Vermelha da IUCN nem do Livro Vermelho da Flora do Brasil;

tratam-se de análises regionais utilizando seus critérios que funcionam como indicadores preliminares.

Apesar da relevância ecológica e da distribuição restrita dessas espécies, observa-se uma carência significativa de estudos sistemáticos sobre sua conservação. Nenhuma das espécies-alvo deste trabalho foi ainda incluída em listas oficiais de ameaça da flora brasileira ou internacional, o que reflete mais a ausência de esforços de avaliação do que a inexistência de risco. Essa lacuna de conhecimento pode levar à subestimação de sua vulnerabilidade real, já que a ausência em bases oficiais não implica ausência de ameaça. Considerando que essas espécies ocorrem em ambientes savânicos específicos do Amapá, sob forte pressão antrópica, é plausível que algumas atendam a critérios de ameaça, mas não foram formalmente categorizadas em função da escassez de pesquisas e da negligência histórica em relação aos ecossistemas de savana amazônica (Mustin *et al.*, 2017).

Mesmo sem estimativa precisa da área total desmatada/degradada, há indicações de pelo menos 450 km² desmatados (Sano *et al.*, 2017) e de aproximadamente 1.949 km² (19,5% da área total) alterados para silvicultura, agricultura mecanizada, produção animal e mineração (IEPA, 2016).

3.3 Modelagem de distribuição

A modelagem de distribuição de espécies (MDE, do inglês *Species Distribution Modeling*) se consolidou nas últimas décadas por causa da maior disponibilidade de dados climatológicos e ecológicos em grande escala, do acesso a Sistemas de Informação Geográfica (SIG), do uso de métodos de otimização e do aumento do poder computacional (Tórres; Vercillo, 2012).

No fluxo de trabalho, o SIG serve de apoio para preparar camadas, conferir registros e organizar mapas, enquanto as predições são feitas por algoritmos de modelagem (Dalapicolla, 2016). Ferramentas como ArcGIS e QGIS funcionam como apoio ao preparo de variáveis, à inspeção de registros e à síntese cartográfica, enquanto a modelagem é executada por algoritmos específicos, como MaxEnt, frequentemente integrados a scripts reprodutíveis em R ou Python (Dalapicolla, 2016; Phillips; Dudík, 2008). Essa separação ajuda na transparência e na reprodutibilidade dos estudos.

Em linhas gerais, a MDE relaciona registros de ocorrência com preditores ambientais para produzir uma superfície contínua de adequabilidade que indica onde as condições tendem a ser mais favoráveis à espécie (Guisan; Zimmermann, 2000). Essa superfície é uma inferência,

e não um “mapa de presença”, e sua qualidade depende da boa representação das ocorrências, da seleção e escala das variáveis, da definição da área acessível (M) e do procedimento de avaliação adotado (Elith; Leathwick, 2009; Peterson, 2011).

Além de descrever o padrão atual, a MDE permite projetar o padrão observado em pontos conhecidos para áreas não amostradas, o que resulta em distribuição potencial e oferece uma base para análises de conservação e planejamento (Tôres; Vercillo, 2012).

Dalapiccola (2016), com apoio de Warren e Seifert (2011), descreve quatro usos recorrentes: caracterizar as condições atuais em áreas ocupadas; estimar a adequabilidade em áreas ainda não ocupadas (inclusive para espécies exóticas invasoras); avaliar mudanças ao longo do tempo sob cenários de mudança ambiental (paleomodelagem e projeções futuras); e apoiar inferências sobre o nicho ecológico ao explicitar combinações de condições necessárias à ocorrência.

O fundamento conceitual está na teoria do nicho ecológico. Grinnell associou nicho ao conjunto de habitats que atendem aos requisitos da espécie (Grinnell, 1917). Elton acrescentou o papel trófico e as interações (Elton, 1927). Gause destacou a competição (Gause, 1934). Hutchinson descreveu o nicho como um hipervolume n-dimensional de condições e recursos necessários à sobrevivência e à reprodução, como temperatura, umidade, salinidade, pH, recursos alimentares, locais de nidificação, intensidade luminosa, pressão predatória e densidade populacional (Hutchinson, 1957). Peterson (2011) reforça essa ligação entre nicho e distribuição espacial.

Do ponto de vista prático, os métodos de MDE podem ser vistos em três grupos. Os mais simples, como BIOCLIM e Distância Euclidiana, comparam as condições ambientais dos pontos onde a espécie ocorre com as do restante da área (Paglia *et al.*, 2012). Os estatísticos, como GLM e GAM, ajustam equações que mostram como a chance de ocorrência varia com o ambiente (Paglia *et al.*, 2012). Os de aprendizado de máquina, como MaxEnt, GARP e redes neurais, identificam padrões mais complexos nos dados. A escolha depende dos objetivos do estudo, do tipo e quantidade de dados e da escala de análise (Paglia *et al.*, 2012).

Negrão e Löwenberg-Neto (2018) diferenciam a abordagem correlativa da mecanicista. A correlativa é predominante quando se trabalha com dados de presença, pois integra ocorrências e variáveis ambientais, muitas vezes climáticas, e em geral não exige dados de ausência (Dalapiccola, 2016).

Nesse enquadramento correlativo, as condições associadas à espécie são inferidas pela sobreposição espacial entre pontos de ocorrência e valores das variáveis ambientais, seguida do ajuste de funções que descrevem a resposta ao ambiente (Elith; Leathwick, 2009). Esse caminho

é comum porque dispensa conhecimento detalhado do nicho fundamental, aproveita a boa oferta de registros primários em repositórios como *speciesLink* e GBIF, e produz uma aproximação descritiva útil mesmo sem assumir relações de causa e efeito, como se busca na abordagem mecanicista (Kearney, 2006; Pearson, 2010; Guisan; Zimmermann, 2000).

A mecanicista parte de processos biofísicos e fisiológicos para ligar traços funcionais às condições ambientais. As predições são avaliadas pelo rigor teórico das relações de causa e efeito e tendem a ser especialmente úteis quando há base fisiológica suficiente para delimitar áreas potenciais com base em tolerâncias e orçamentos energéticos (Guisan; Zimmermann, 2000; Alvarado-Serrano; Knowles, 2014).

Sobre a avaliação de desempenho, a AUC/ROC é amplamente relatada, mas em dados de presença-apanas existem limitações ligadas à extensão espacial da área de estudo e à prevalência. Por isso, muitos trabalhos recomendam combinar ou substituir a AUC com métricas não dependentes de prevalência, como taxa de omissão, teste binomial de omissão e percentis das ocorrências ao longo do gradiente de adequabilidade, mantendo a interpretação como superfície contínua sem impor limiares fixos (Anderson; Lew; Peterson, 2003; Lobo; Jiménez-Valverde; Real, 2008).

3.4 Algoritmo *MaxEnt* e software R

MaxEnt é um algoritmo para modelagem com dados de presença e fundo (*background*) que aplica o princípio da máxima entropia para estimar uma superfície contínua de adequabilidade, respeitando restrições observadas nas ocorrências e nas variáveis ambientais (Phillips; Anderson; Schapire, 2006; Phillips; Dudík, 2008). Na prática, relaciona ocorrências e preditores e retorna um mapa de potencial de condições favoráveis, frequentemente em saída logística de 0 a 1, o que facilita a interpretação (Elith; Leathwick, 2009; Peterson, 2011).

O MaxEnt pode ser utilizado como algoritmo implementado em R. Essa escolha permite ajustar parâmetros, organizar a validação e integrar o fluxo com outras rotinas. O método subjacente é o mesmo da interface gráfica do programa MaxEnt quando se empregam as mesmas classes de atributos e o mesmo multiplicador de regularização; muda apenas a interface e o encadeamento do processamento (Phillips; Dudík, 2008).

As entradas são duas: registros de presença e pontos de fundo (*background*) amostrados dentro da área acessível (M), que representa a região factível de colonização da espécie no horizonte ecológico considerado (Elith; Leathwick, 2009; Peterson, 2011). A definição de M é

crucial porque estabelece o universo de comparação e influencia tanto a avaliação quanto a transferência do modelo para outras áreas ou períodos (Peterson, 2011).

Como o desempenho pode ser afetado por viés de amostragem e autocorrelação espacial dos registros, recomenda-se filtrar ocorrências e, quando necessário, usar pontos de fundo direcionados (por exemplo, *target-group background*) ou arquivos de viés que aproximem o esforço de coleta (Elith; Leathwick, 2009; Merow; Smith; Silander, 2013).

A complexidade do modelo é controlada principalmente pelas classes de atributos (*features* linear, quadrática, *hinge*, produto e limiar) e pelo multiplicador de regularização, que penaliza modelos excessivamente ajustados e reduz sobreajuste. A seleção costuma considerar validação espacial e critérios que minimizem omissão sem inflar a complexidade (Warren; Seifert, 2011; Merow; Smith; Silander, 2013; Anderson; Lew; Peterson, 2003).

Para interpretar a saída, recomenda-se preservar o caráter contínuo do mapa de adequabilidade e aplicar limiares apenas quando necessário para comunicação ou estimativas de área, sempre acompanhando taxa de omissão e teste binomial de omissão, adequados para presença-apanas (Anderson; Lew; Peterson, 2003). Em projeções para outras regiões ou cenários, é importante tratar extrapolação e *clamping* para evitar previsões pouco confiáveis fora do domínio ambiental observado no treinamento (Elith; Leathwick, 2009).

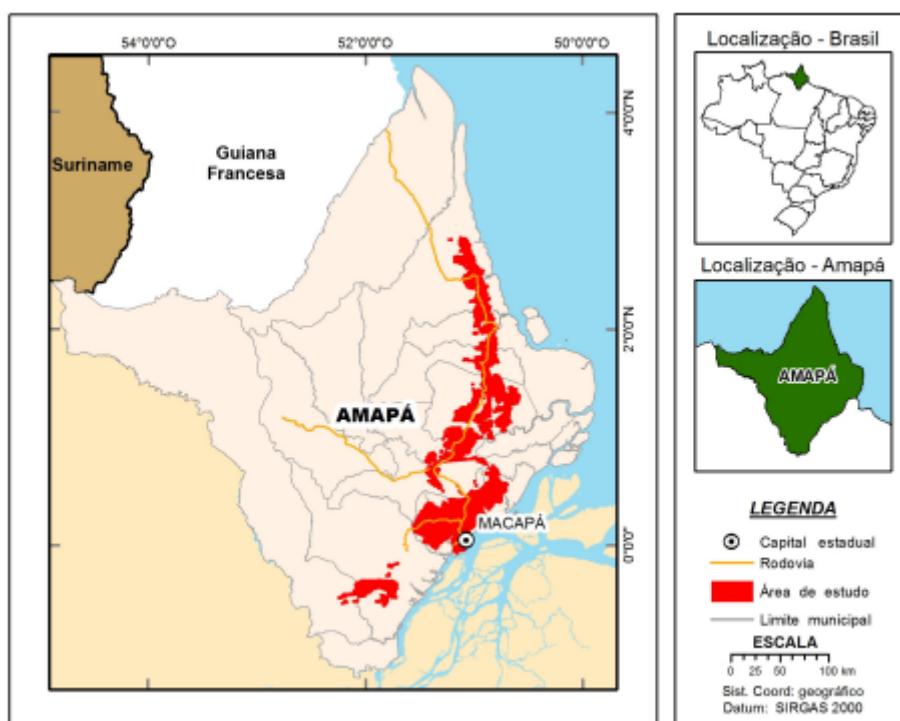
No R, o fluxo típico envolve leitura e checagem das ocorrências, definição de M, preparo dos preditores, ajuste do MaxEnt e geração de mapas e métricas. Pacotes como *maxnet* e *dismo* disponibilizam o algoritmo e a função de previsão; rotinas auxiliares permitem explorar respostas e importância de variáveis e configurar particionamentos espaciais para validação. Quando classes de atributos e regularização replicam as do programa MaxEnt, os resultados são comparáveis (Phillips; Dudík, 2008).

4 METODOLOGIA

4.1 Área de Estudo

O estudo abrange as savanas do Amapá, distribuídas no eixo norte-sul e na porção sudoeste do estado (Figura 3), entre 04° 30' N–01° 10' N e 50° 00' W–52° 00' W, desde o Escudo das Guianas até o estuário do rio Amazonas. Conforme Costa Neto (2014), as ocorrências registram-se nos municípios de Macapá, Porto Grande, Ferreira Gomes, Tartarugalzinho, Pracuúba, Amapá, Calçoene, Oiapoque e Jari.

Figura 3- Localização da área de estudo.



Fonte: Valente, Campos e Watrin (2015).

Do ponto de vista físico, a área savânica situa-se sobre depósitos cenozoicos da Formação Barreiras, com platôs baixos dissecados e relevo colinoso (Rodrigues *et al.*, 2000). O clima é tropical úmido (Amw, Köppen), com estação chuvosa de dezembro a agosto e estação seca entre setembro e novembro; a umidade relativa média é de 85%, a temperatura média anual varia de 26 °C a 28 °C e a precipitação anual fica entre 1.500 mm e 3.500 mm (IBGE, 1990).

Costa Neto (2014) destaca que, apesar da pequena variação latitudinal, a pluviosidade organiza a distribuição de espécies por influenciar topografia e textura do solo. Na porção sul, as médias anuais situam-se entre 2.000 e 2.500 mm; seguindo para o norte, Tartarugalzinho

apresenta 3.378 mm, Amapá e Calçoene superam 4.500 mm, enquanto no extremo norte Oiapoque registra menos de 1.500 mm.

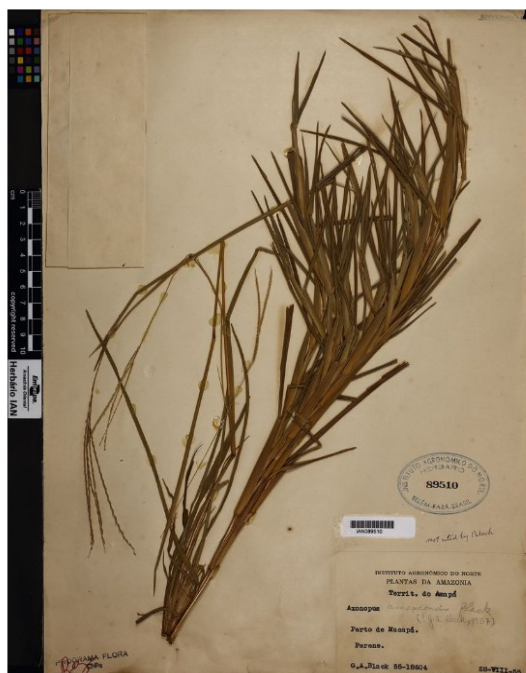
Valente, Campos e Watrin (2015) descrevem que, nas savanas amapaenses, predominam o Latossolo Amarelo hiperdistrófico e o Latossolo Amarelo hiperdistrófico concrecionário, que juntos ocupam 54,68% da área total de savana. Quanto à representatividade espacial associada a melhor aptidão de uso agrícola, destacam-se o Argissolo Amarelo hiperdistrófico típico, o Argissolo Vermelho-Amarelo hiperdistrófico plíntico e o Latossolo Amarelo hiperdistrófico típico, cuja soma corresponde a 39,47% da área de savana (Valente; Campos; Watrin, 2015). Apesar de hiperdistróficos (baixa fertilidade natural), esses solos possuem boas propriedades físicas, o que facilita o manejo e a correção química com insumos, viabilizando atividades agropecuárias quando tecnicamente conduzidas.

Para o remanescente (60,53%), os autores recomendam destinação à proteção ambiental ou unidades de conservação, em razão de limitações físicas, especialmente pedregosidade e encharcamento, que tornam essas áreas impróprias ao uso agropecuário (Valente; Campos; Watrin, 2015).

4.2 Coleta de Dados

A seleção das espécies-alvo para o estudo foi orientada por critérios de ameaça e vulnerabilidade descritos pela IUCN (2013), complementados pela consideração de espécies de distribuição restrita e endêmicas da savana amapaense, reconhecidas como potencialmente vulneráveis às pressões antrópicas. Nesse contexto, estudos como o de Rocha, Miranda e Costa Neto (2014), Costa Neto, Miranda e Rocha (2017) e Silva, Costa Neto e Soares (2015) ressaltam a importância de avaliar espécies savânicas de ocorrência localizada, dada a fragilidade desses ecossistemas no Amapá. Foram selecionadas quatro espécies-alvo para este estudo: *Axonopus amapaensis* G.A. Black (capim roxo), *Axonopus pubivaginatatus* Henrard, *Appendicularia thymifolia* (Bonpl.) DC. e *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S. Irwin & Barneby (Collad.) Killip (*Cassia saxatilis*), representadas nas Figuras 4, 5, 6 e 7.

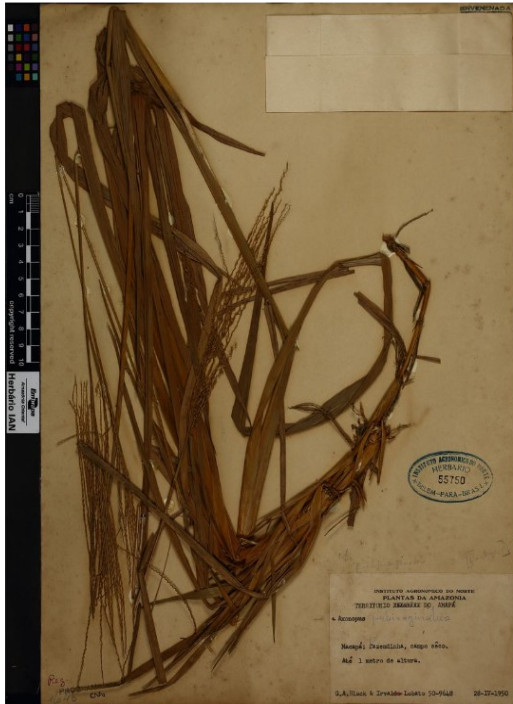
Figura 4 – Espécime de *Axonopus amapaensis* G.A Black



Fonte: Re flora - Herbario Virtual (2022)

Axonopus amapaensis G.A. Black é uma gramínea perene da família Poaceae, endêmica do estado do Amapá, com ocorrência registrada exclusivamente em formações savânicas da região. A espécie apresenta distribuição restrita associada ao domínio amazônico, sendo registrada em áreas abertas com solos bem drenados (Costa Neto, 2014; Flora e Funga do Brasil, 2025). Estudos regionais indicam sua associação a condições edáficas específicas dentro do mosaico savânico, especialmente em relevo levemente ondulado (Costa Neto, 2014). Apesar dessas informações, a literatura disponível é predominantemente baseada em registros florísticos e taxonômicos, com escassez de estudos sobre sua ecologia e função nos ecossistemas.

Figura 5- Espécime de *Axonopus pubivaginitus* Henrard.



Fonte: Re flora - Herbário Virtual (2022).

Axonopus pubivaginitus Henrard é uma gramínea perene da família Poaceae com distribuição neotropical, ocorrendo no norte da América do Sul, incluindo Brasil, Venezuela e Guianas (Plants of the World Online, 2024). No Brasil, a espécie é registrada em diferentes domínios, com ocorrência em ambientes abertos, como savanas e campos naturais (Flora e Funga do Brasil, 2025). Em estudos fitossociológicos realizados em savana amazônica, a espécie apresentou valores relevantes de frequência e densidade no estrato herbáceo em regeneração, indicando sua representatividade em comunidades vegetais submetidas a distúrbios (Campos *et al.*, 2021). No Amapá, sua ocorrência está associada a áreas com melhor drenagem e relevo levemente ondulado (Costa Neto, 2014). Ainda assim, há escassez de estudos detalhados sobre sua ecologia funcional.

Figura 6 -Espécime de *Appendicularia thymifolia* (Bonpl.) DC.



Fonte: Reflora - Herbário Virtual (2022).

Appendicularia thymifolia (Bonpl.) DC. é uma espécie da família Melastomataceae pertencente a um gênero monotípico restrito à América do Sul. Sua distribuição inclui o norte do Brasil, com registros nos estados do Amapá e Pará, além de outras áreas do Escudo das Guianas (Flora e Funga do Brasil, 2025; Plants of the World Online, 2024). A espécie é registrada em formações abertas amazônicas, incluindo savanas, conforme levantamentos florísticos regionais (Silva; Costa Neto; Soares, 2015). Do ponto de vista taxonômico, caracteriza-se como erva ou subarbusto, porém há escassez de informações detalhadas sobre sua ecologia, exigências ambientais e papel funcional nos ecossistemas onde ocorre.

Figura 7-Espécime de *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S.Irwin & Barneby (Collad.) Killip.



Fonte: Re flora - Herbário Virtual (2022).

Chamaecrista desvauxii var. *saxatilis* (Amshoff) H.S. Irwin & Barneby pertence à família Fabaceae e apresenta distribuição na América do Sul, com registros no Brasil em formações abertas, incluindo savanas (Flora e Funga do Brasil, 2025). No estado do Amapá, a variedade foi registrada em levantamentos florísticos realizados em áreas de savana amazônica (Silva; Costa Neto; Soares, 2015). Apesar de sua ocorrência em ambientes abertos, as informações disponíveis para essa variedade são predominantemente descritivas, com lacunas quanto à sua ecologia, distribuição local detalhada e resposta a fatores ambientais.

Os pontos de ocorrência das espécies foram obtidos no *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) e na rede *SpeciesLink*, plataformas que integram dados primários de coleções científicas (herbários, museus e bases institucionais) e disponibilizam registros com informação taxonômica e espacial (GBIF, 2025; CRIA, 2025). No caso do *SpeciesLink*, a infraestrutura é coordenada pelo Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA) e reúne dados de instituições parceiras em atualização contínua (CRIA, 2025).

Após a coleta, os registros foram organizados por espécie e passaram por curadoria com base em referências consolidadas sobre qualidade de dados e modelagem de distribuição (Anderson *et al.*, 2003; Chapman, 2005; Cobos *et al.*, 2018). Foram removidas duplicatas, coordenadas inválidas (ausentes, zeros ou fora do formato decimal) e registros fora do recorte geográfico do estudo (savana do Amapá). Também foram descartadas ocorrências de baixa precisão espacial, como pontos concentrados em sedes administrativas ou áreas urbanas, e

coordenadas arredondadas, por poderem indicar erro de georreferenciamento e enviar os resultados (Chapman, 2005; Maldonado *et al.*, 2015). Para evitar redundância, manteve-se apenas um registro por par de coordenadas quando houve sobreposição espacial.

Após a curadoria, permaneceram dois pontos válidos para *Axonopus amapaensis* G.A. Black, três para *Axonopus pubivaginatus* Henrard, quatro para *Appendicularia thymifolia* (Bonpl.) DC. e três para *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S. Irwin & Barneby (Collad.) Killip, todos validados segundo os critérios descritos e utilizados na calibração dos modelos.

As variáveis ambientais foram obtidas do banco WorldClim v2.1, com resolução de 30 segundos de arco ($\approx 1 \text{ km}^2/\text{pixel}$), abrangendo 19 variáveis bioclimáticas que sintetizam médias anuais e mensais e extremos de temperatura e precipitação (Fick; Hijmans, 2017). As camadas foram baixadas no formato original e, em seguida, recortadas exclusivamente para a área de savana do Amapá + 1km de *buffer*, aqui definida como área acessível (M) para as espécies, em consonância com a recomendação de calibrar os modelos apenas no espaço ecologicamente acessível, prática que evita extrapolações indevidas e vieses associados à inclusão de áreas não acessíveis (Barve *et al.*, 2011).

Todas as variáveis foram mantidas em formato contínuo, preservando a escala e a estrutura dos dados originais. O processamento (recorte, reprojeção e padronização espacial) foi realizado no software R, utilizando os pacotes terra e sf, garantindo consistência espacial entre camadas para a etapa de modelagem. As variáveis utilizadas estão descritas no Quadro 1, e as definições detalhadas podem ser consultadas no portal WorldClim (Fick; Hijmans, 2017).

Quadro 1- Variáveis ambientais que foram utilizadas na modelagem de distribuição das espécies.

Código	Variável
BIO1	Temperatura anual média
BIO2	Varição diurna média de temperatura (média mensal (temperatura máxima-temperatura mínima))
BIO3	Isotermalidade (P2/P7) (* 100)
BIO4	Sazonalidade da temperatura (Desvio padrão *100)
BIO5	Temperatura máxima do mês mais quente
BIO6	Temperatura mínima do mês mais frio
BIO7	Varição anual da temperatura (P5-P6)
BIO8	Temperatura média do trimestre mais úmido
BIO9	Temperatura média do trimestre mais seco
BIO10	Temperatura média do trimestre mais quente
BIO11	Temperatura média do trimestre mais frio
BIO12	Precipitação anual
BIO13	Precipitação do mês mais úmido
BIO14	Precipitação do mês mais seco
BIO15	Sazonalidade da precipitação (Coeficiente de variação)
BIO16	Precipitação do trimestre mais úmido
BIO17	Precipitação do trimestre mais seco
BIO18	Precipitação do trimestre mais quente
BIO19	Precipitação do trimestre mais frio

Fonte: Adaptado de Fick e Hijmans (2017), disponível em WorldClim.

4.3 Análise de dados

A modelagem foi realizada com dados de presença, contrastando registros confirmados com pontos de fundo amostrados dentro de uma área acessível (M) definida ecologicamente. O algoritmo adotado foi o MaxEnt, implementado no R por meio do pacote maxnet (versão 0.1.4), que segue a estrutura do modelo original e permite calibração e projeção em fluxo reprodutível (Phillips; Anderson; Schapire, 2006; Phillips; Dudík, 2008). O MaxEnt é amplamente utilizado em cenários de presença-apanas e estima uma superfície contínua de adequabilidade a partir do princípio da entropia máxima (Phillips; Anderson; Schapire, 2006).

A saída foi configurada no formato cloglog, útil para interpretar os valores como probabilidade relativa no intervalo 0–1 (Elith; Leathwick, 2009; Phillips; Dudík, 2008). A área acessível (M) foi definida como a savana do Amapá, em consonância com a proposta de calibrar modelos apenas no espaço ecologicamente acessível às espécies, evitando extrapolações e vieses associados à inclusão de áreas não acessíveis (Barve *et al.*, 2011). Todos os 10.000 pontos de fundo (*background*) foram amostrados exclusivamente dentro desse recorte.

As ocorrências foram previamente filtradas para evitar sobreposição espacial, assegurando que os registros representassem pontos independentes e informativos do ponto de vista ecológico. Esse cuidado reduz autocorrelação e segue boas práticas em modelagem de nicho (Phillips *et al.*, 2009; Boria *et al.*, 2014).

4.3.1 Validação dos modelos

A avaliação dos modelos foi conduzida por meio de métricas específicas para dados de presença apenas, uma vez que medidas tradicionais, como a AUC, podem ser pouco informativas nesse contexto, por sua sensibilidade à prevalência e à extensão espacial analisada (Lobo; Jiménez-Valverde; Real, 2008). Sendo assim, para superar essas limitações, foram adotadas três estratégias complementares, que em conjunto permitem verificar se os modelos são coerentes com a distribuição das espécies e se apresentam desempenho superior ao acaso: (i) o limiar de omissão $E = 5\%$ (e alternativamente quando não for ideal, adotamos o *Minimum/Lowest Training Presence* – MTP), (ii) o teste binomial de omissão e (iii) a análise dos percentis das ocorrências no gradiente previsto.

O limiar de omissão $E = 5\%$ foi utilizado como critério conservador para distinguir presença prevista de ausência prevista. Esse limiar é amplamente recomendado em protocolos de modelagem com MaxEnt, por reduzir ruídos e minimizar o superajuste, garantindo que a maior parte das presenças reais seja retida pelo modelo (Cobos *et al.*, 2019; Escobar *et al.*, 2018).

Quando o conjunto de presenças é muito pequeno e/ou há interesse explícito em minimizar omissão (evitar excluir locais conhecidos), adotamos, de forma secundária e justificada, o limiar MTP (menor valor predito entre as presenças de treino). Esse critério é comum em presença-apanhas e está documentado como alternativa válida em guias práticos de MaxEnt e revisões sobre seleção de limiares para dados sem ausências confiáveis; ele tende a preservar 100% das presenças e é particularmente defensável com n amostral baixo, desde que avaliado junto ao teste binomial e à extensão prevista (não devendo “inflar” artificialmente a área). (Merow; Smith; Silander, 2013; Liu; White; Newell, 2013; Liu; Newell; White, 2016; Radosavljevic; Anderson, 2014).

O teste binomial de omissão, proposto por Anderson, Lew e Peterson (2003), compara a proporção de ocorrências previstas corretamente acima do limiar (h/k) com a proporção de área predita como adequada (p_area). A interpretação é direta: modelos robustos apresentam altas taxas de acerto (h/k), associadas a uma baixa proporção da área total prevista como

adequada (p_area), resultando em valores de p significativos ($< 0,05$). Em contrapartida, modelos com baixa taxa de acerto ou com predição muito ampla tendem a não diferir do acaso.

Como medida descritiva adicional (e independente de limiar), foi calculado a posição das ocorrências nos percentis do gradiente previsto. Percentis elevados indicam que os registros se concentram nas classes superiores de adequação, reforçando consistência ecológica, lógica análoga à do índice de Boyce contínuo, proposto justamente como avaliador threshold-independent (Hirzel *et al.*, 2006). Enquanto percentis elevados sugerem que as presenças estão alinhadas às áreas mais adequadas, reforçando a consistência ecológica do modelo, percentis baixos indicam desempenho mais fraco.

4.3.2 Contribuição das variáveis

A importância das variáveis ambientais foi estimada pela importância por permutação: para cada preditor, seus valores foram embaralhados entre as células/pontos e um novo mapa de adequabilidade foi recalculado; em seguida, mediu-se a correlação de Spearman (ρ) entre o mapa original e o mapa permutado. A contribuição de cada variável foi expressa como a queda de correlação $\Delta\rho=1-\rho$, convertida em porcentagem e normalizada para somar 100%.

Optou-se por Spearman por ser não paramétrica e adequada a relações monotônicas; além disso, a permutação é menos sensível a diferenças de escala entre preditores e reflete melhor o efeito isolado de cada variável em MaxEnt (Merow; Smith; Silander, 2013; Warren; Seifert, 2011; Phillips; Dudík, 2008).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 *Axonopus amapaensis* G.A. Black

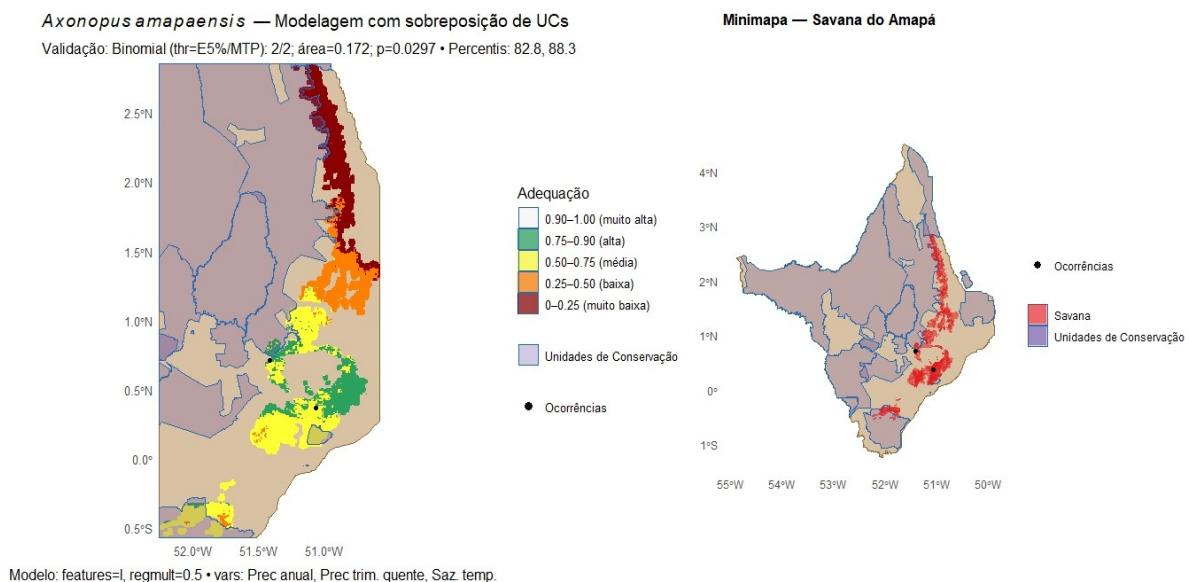
A modelagem de distribuição potencial de *Axonopus amapaensis* G.A. Black, calibrada exclusivamente para a área de savana do Amapá com 1km de buffer (M), foi avaliada com métricas específicas para dados de presença-apanas. Mesmo considerando o número reduzido de registros ($n = 2$), o modelo apresentou desempenho consistente. O limiar de omissão de 5% reteve ambos os pontos de ocorrência (2/2), sem erro de omissão, e o teste binomial indicou que a proporção de acertos foi significativamente maior do que a esperada ao acaso ($p = 0,0297$). Os percentis associados aos registros (82,8 e 88,3) situaram-se entre os valores mais altos do gradiente previsto, confirmando que os pontos conhecidos da espécie coincidem com

áreas de elevada adequação ambiental. Esses resultados sustentam a confiabilidade do modelo, mesmo sob condições de amostra pequena, situação em que testes tais como o binomial e o uso de percentis são particularmente recomendados (Pearson *et al.*, 2007; Peterson *et al.*, 2011).

A distribuição espacial prevista se concentrou nos setores centrais e meridionais da savana amapaense, correspondendo às áreas de maior adequação (Figura 8). Em contraste, regiões mais ao norte apresentaram valores mais baixos de adequação, sugerindo que a espécie encontra condições ambientais mais restritas em grande parte desse setor. Esse padrão reforça a associação da espécie a porções específicas do mosaico savânico, onde as condições climáticas são mais favoráveis ao seu desenvolvimento. A interpretação espacial é ilustrada no mapa da Figura 8.

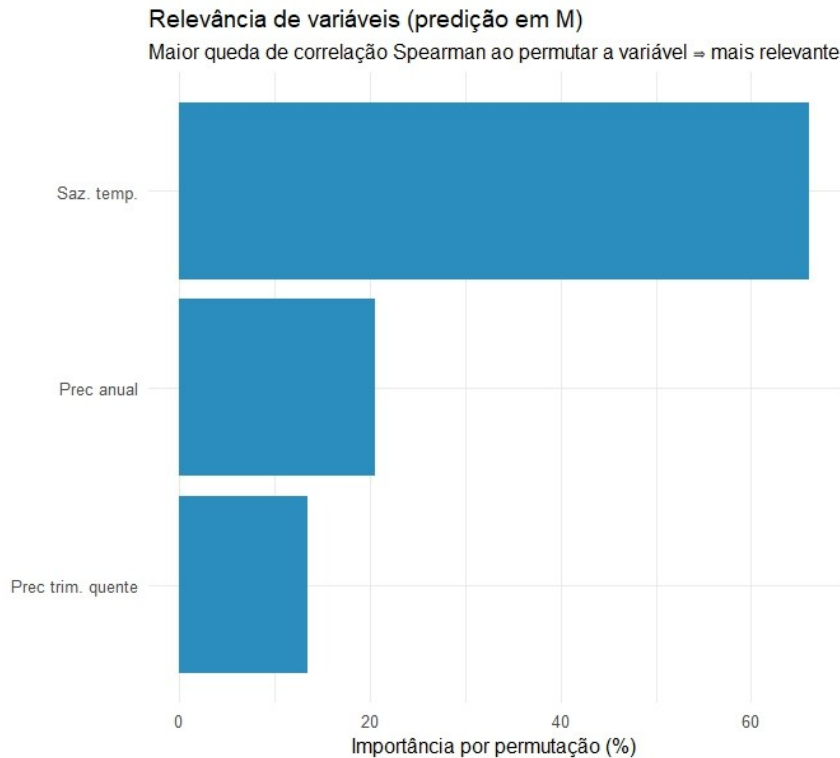
A importância das variáveis ambientais no modelo foi estimada por meio do teste de permutação mais estável em amostras pequenas. Os resultados indicaram que a sazonalidade da temperatura foi o preditor mais relevante, representando mais de 60% da importância total. A precipitação anual apresentou contribuição intermediária (~20%), enquanto a precipitação do trimestre mais quente teve peso menor (~10–15%), como visto na Figura 9.

Figura 8 - Mapa da distribuição potencial de *Axonopus amapaensis* G.A. Black na savana do Amapá, com sobreposição de pontos de ocorrência e Unidades de Conservação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Figura 9 - Importância relativa das variáveis ambientais no modelo de *Axonopus amapaensis* G.A. Black estimada por permutação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Essa combinação é ecologicamente coerente para gramíneas savânicas: (i) capta a sazonalidade térmica, um filtro climático chave em savanas tropicais, onde oscilações anuais de temperatura modulam fenologia e tolerâncias fisiológicas das plantas (Scholes; Archer, 1997; Peterson *et al.*, 2011); (ii) resume a disponibilidade hídrica média anual, diretamente relacionada ao balanço água–energia que estrutura produtividade e distribuição de gramíneas em savanas (Grace *et al.*, 2006); e (iii) reflete a precipitação no período mais quente, quando a demanda evaporativa é máxima, condição crítica para manutenção de metabolismo, crescimento e recrutamento durante a estação chuvosa mais térmica (Sarmiento, 1984; Grace *et al.*, 2006). Em conjunto, esses eixos climáticos descrevem bem o regime calor–água característico da savana amapaense e são compatíveis com o padrão espacial observado no mapa de adequação.

A análise de sobreposição com Unidades de Conservação revelou que aproximadamente 15,7% (351,7 km²) da área adequada se encontra dentro de áreas legalmente protegidas, enquanto a maior parte (84,3%) permanece fora dessas unidades (Quadro 2). Notadamente, nenhuma das ocorrências conhecidas foi registrada dentro de UCs, o que sugere que habitats críticos para a espécie podem não estar plenamente representados na rede de conservação atual. Embora isso não exclua a possibilidade de populações adicionais em áreas protegidas, os

resultados apontam para uma lacuna de conservação relevante, alinhada com observações de Peterson *et al.* (2011) e Elith *et al.* (2011), que destacam a importância da modelagem de distribuição no planejamento e expansão de áreas prioritárias para conservação.

Quadro 2 - Área prevista como adequada ($\geq E = 5\%$) em Unidades de Conservação para *Axonopus amapaensis* G.A. Black, com discriminação da área dentro/fora de UCs e das ocorrências conhecidas.

Situação	Área (km ²)	% de M (\geq limiar)	Ocorrências
Dentro de UCs	351,7	15,7%	0
Fora de UCs	1.889,7	84,3%	2
Total \geq limiar	2.241,4	100%	2

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.2 *Axonopus pubivaginitus* Henrard

A modelagem de distribuição potencial de *Axonopus pubivaginitus* Henrard, calibrada para a área de savana do Amapá (M), apresentou desempenho consistente mesmo diante do número reduzido de registros ($n = 3$). O limiar de omissão de 5% ($E = 5\%$) resultou em um valor de 0,606, mantendo todos os pontos de ocorrência (3/3) dentro da área classificada como adequada, sem erro de omissão. Com esse limiar, cerca de 2.952,8 km² foram considerados ambientalmente favoráveis, o que representa aproximadamente 32,8% da extensão total da savana amapaense (~9.000 km²). Esse resultado indica que uma porção expressiva do território oferece condições climáticas compatíveis com a espécie.

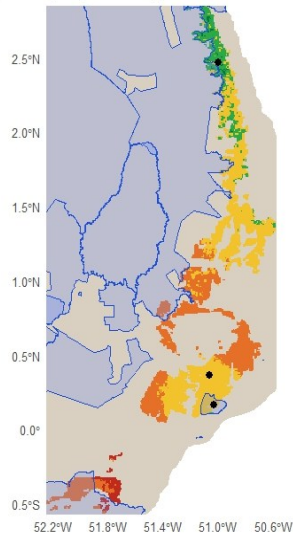
Embora o teste binomial não tenha atingido significância estatística ao nível de 5% ($p = 0,0805$), o resultado aproxima-se desse limiar, sugerindo que a taxa de acertos dificilmente é explicada apenas pelo acaso. Essa interpretação é reforçada pelos percentis das ocorrências (56,2; 87,2; 80,3), que demonstram que os registros estão distribuídos em áreas de média a alta adequação, nunca em setores marginais de baixa adequação ambiental.

Em conjunto, esses indicadores evidenciam que, mesmo sem apresentar o valor mais forte em um único teste, o modelo fornece uma representação espacial coerente e robusta da distribuição potencial da espécie, identificando com clareza os núcleos ambientais mais propícios dentro da savana do Amapá. Esses padrões podem ser observados na Figura 10, que apresenta o mapa de predição da adequação ambiental para *A. pubivaginitus* Henrard.

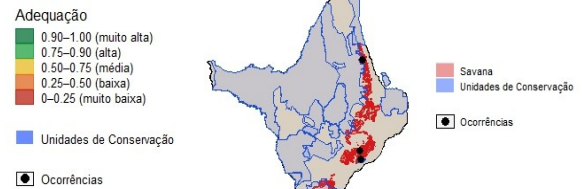
Figura 10 - Mapa da distribuição potencial de *Axonopus pubivaginitus* Henrard na savana do Amapá, com sobreposição de pontos de ocorrência e Unidades de Conservação.

Axonopus pubivaginitus — Modelagem com sobreposição de UCs

Validação: Binomial (thr=E5%): 3/3; área=0.432; p=0.0805 • Percentis: 56.2, 87.2, 80.3



Minimapa — Savana do Amapá



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A análise espacial revela que a maior parte das áreas de alta adequação está localizada fora de Unidades de Conservação (87,6% da área prevista). Apenas 12,4% (366,1 km²) das áreas altamente favoráveis coincidem com territórios legalmente protegidos, o que representa uma lacuna de conservação importante. Além disso, das três ocorrências limpas utilizadas no modelo, apenas uma (33,3%) está inserida dentro de uma UC, como mostrado no Quadro 3. Esse padrão sugere que, embora parte das populações potenciais de *A. pubivaginitus* possa estar amparada por mecanismos institucionais, a espécie permanece vulnerável fora de áreas oficialmente protegidas.

Quadro 3 - Área prevista como adequada ($\geq E = 5\%$) em Unidades de Conservação para *Axonopus pubivaginitus* Henrard, com discriminação da área dentro/fora de UCs e das ocorrências conhecidas.

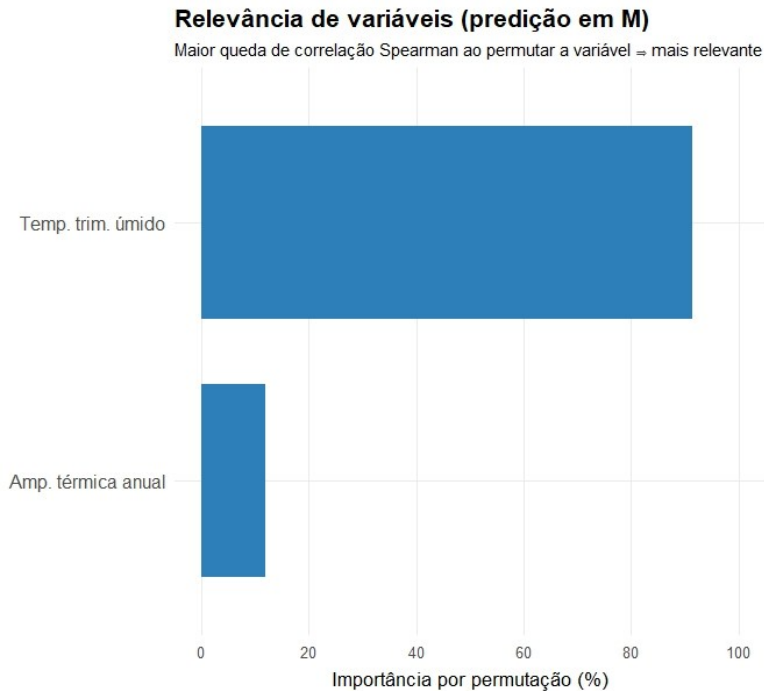
Situação	Área (km ²)	% de M (\geq limiar)	Ocorrências
Dentro de UCs	366,1	12,4%	1
Fora de UCs	2.586,7	87,6%	2
Total \geq limiar	2.952,8	100%	3

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A importância das variáveis ambientais foi estimada pelo método de permutação, mais adequado para conjuntos amostrais pequenos. Os resultados mostraram que a amplitude térmica anual (bio7) e a temperatura média do trimestre úmido (bio8) foram determinantes principais para a adequação da espécie, juntas representando praticamente toda a contribuição do modelo, apresentadas na Figura 11. Esse padrão é ecologicamente coerente com a biologia de *A.*

pubivaginatus, uma gramínea associada a formações savânicas abertas, ambientes que apresentam grande sazonalidade climática.

Figura 11- Importância relativa das variáveis ambientais no modelo de *Axonopus pubivaginatus* Henrard, estimada por permutação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A amplitude térmica anual (bio7) reflete a variação entre as temperaturas máximas e mínimas ao longo do ano. Valores intermediários de variação parecem ser favoráveis, pois evitam tanto extremos de calor excessivo quanto variações abruptas de frio, condições que podem limitar a fisiologia e o crescimento de gramíneas tropicais (Nascimento; Reis, 2018). Já a temperatura média do trimestre úmido (bio8) se relaciona diretamente com a fase de maior crescimento e reprodução das espécies herbáceas da savana, que dependem da disponibilidade hídrica e de temperaturas adequadas para completar seus ciclos fenológicos (Miranda *et al.*, 2002).

Assim, a combinação dessas duas variáveis aponta que *A. pubivaginatus* tende a se concentrar em áreas onde o regime térmico é relativamente estável e onde a estação chuvosa fornece condições favoráveis para o estabelecimento e a manutenção de populações. Esse resultado é coerente com estudos que destacam a forte influência da sazonalidade climática na distribuição de espécies herbáceas em savanas neotropicais (Mustin *et al.*, 2017; Pereira *et al.*, 2020).

5.3 *Appendicularia thymifolia* (Bonpl.) DC.

A modelagem de distribuição potencial de *Appendicularia thymifolia* (Bonpl.) DC, calibrada para a savana do Amapá (M), apresentou desempenho robusto mesmo com amostra reduzida ($n = 4$). Com o limiar MTP, o modelo registrou acertos = 4/4 (omissão = 0) e $p = 0,0147$ no teste binomial, indicando que a taxa de acertos dificilmente se explica ao acaso. Os percentis das ocorrências em relação ao fundo ambiental (68,4; 78,7; 65,2; 73,3) mostram que os registros se inserem em faixas médias a altas de adequação, e não em setores marginais. Sob esse limiar, 3.868,4 km² foram classificados como ambientalmente favoráveis, o que corresponde a 40,2% da área acessível ($M \approx 9.615,9$ km²).

Para manter comparabilidade com as demais espécies, também reportamos o limiar E = 5% na mesma parametrização, que resultou em omissão = 0,25 (3/4 acertos), $p = 0,12$ e área $\approx 3.814,0$ km² (39,7% de M). Ou seja, a extensão prevista é praticamente a mesma, mas o MTP ofereceu para esse modelo melhor suporte estatístico e menor omissão; por isso, ele é adotado como leitura principal desta espécie enquanto o E = 5% permanece como referência para fins comparativos.

A sobreposição com Unidades de Conservação (UCs) indica que 1.129,2 km² da área prevista (\geq MTP) estão dentro de UCs (29,2%), enquanto 2.739,2 km² (70,8%) permanecem fora de proteção formal. Dado que as UCs cobrem 12,8% da savana do Amapá (M), era esperado cerca de 12,8% da área \geq MTP dentro delas; foi observado 29,2% ($\approx 2,28$ vezes o esperado), o que indica enriquecimento de habitat adequado em UCs. Ainda assim, 70,8% do habitat potencial permanece fora de proteção formal, demandando ações complementares. Porém, as ocorrências utilizadas (0/4) não se situam em UCs, um resultado compatível com o número pequeno e com a necessidade de amostragem dirigida para confirmação em núcleos de alta adequação, sobretudo no entorno de UCs. O quadro 4 resume as informações passadas para comparação.

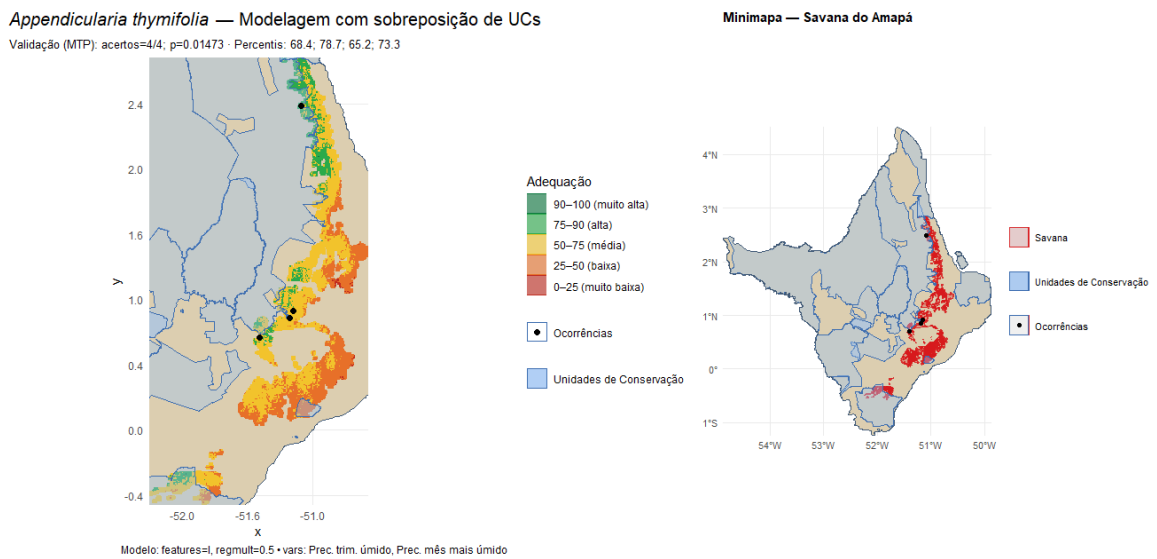
Quadro 4 - Área prevista como adequada (\geq MTP) em Unidades de Conservação para *Appendicularia thymifolia*, com discriminação da área dentro/fora de UCs e das ocorrências conhecidas.

Situação	Área (km ²)	% de M (\geq limiar)	Ocorrências
Dentro de UCs	1.129,2	29,2%	0
Fora de UCs	2.739,2	70,8%	4
Total \geq limiar	3.868,4	100%	4

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Em conjunto, esses indicadores sugerem um cenário de boa coerência espacial: a espécie encontra núcleos expressivos de habitat potencial ao longo da savana, parte deles já amparados por UCs, mas com uma porção majoritária fora da proteção formal, o que reforça a importância de ações de manejo e checagem de campo nessas áreas. Os padrões espaciais são apresentados na Figura 12, com a predição contínua (0–1), pontos de ocorrência e sobreposição com UCs.

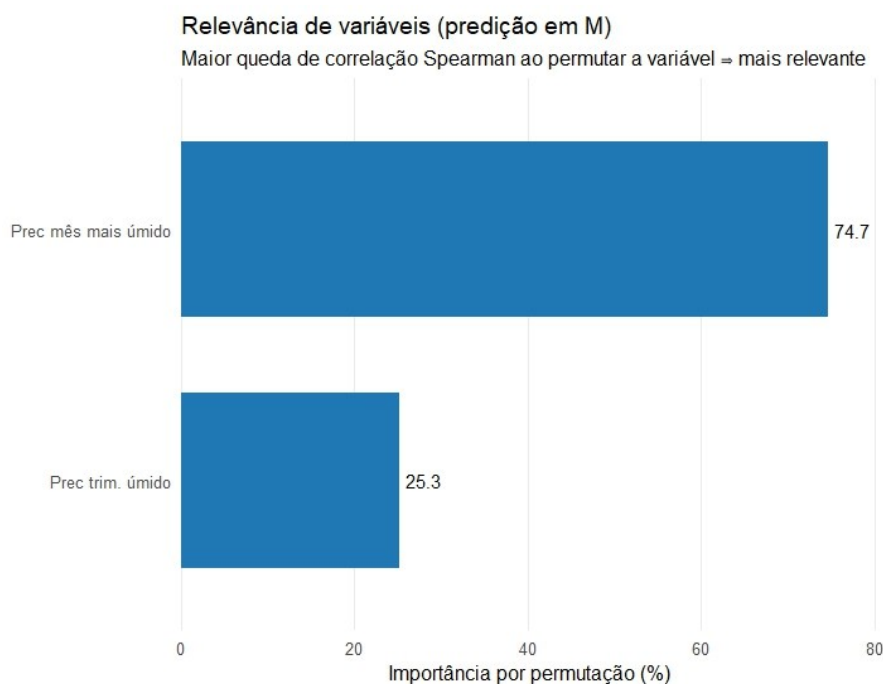
Figura 12 - Mapa da distribuição potencial de *Appendicularia thymifolia* (Bonpl.) DC. na savana do Amapá, com sobreposição de pontos de ocorrência e Unidades de Conservação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A importância apresentada por permutação na Figura 13 indicou precipitação do mês mais úmido (bio13) e precipitação do trimestre úmido (bio16) como os principais preditores da adequação ambiental do modelo final (features = L; RM = 0,5). Entre elas, bio13 apresentou contribuição mais alta que bio16, e ambas superaram as demais variáveis testadas.

Figura 13 - Importância relativa das variáveis ambientais no modelo de *Axonopus pubivaginat*us Henrard, estimada por permutação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Esse resultado é coerente com a ecologia savânica, na qual a disponibilidade hídrica e sazonalidade das chuvas estruturam produtividade, fenologia e a própria fisionomia do sistema. Em savanas tropicais, maior umidade e estação chuvosa mais pronunciada elevam biomassa herbácea, aumentam atividade fisiológica e modulam regimes de fogo que são mecanismos reconhecidos em pesquisas macroecológicas (Sankaran *et al.*, 2005; Lehmann *et al.*, 2014). Na savana brasileira a fenologia da vegetação responde fortemente a variações de precipitação, com mudanças marcantes ao longo dos ciclos sazonais úmido-seco (Santos *et al.*, 2025).

A precipitação do mês mais úmido capta o pico do aporte hídrico; picos mais altos tendem a abrir janelas de estabelecimento e sustentar crescimento vegetativo em espécies herbáceas, o que se alinha ao fato de nossos registros ocorrerem em percentis médios–altos do gradiente previsto. A relação clássica entre precipitação e produção primária em pastagens/savanas reforça essa interpretação (Sala *et al.*, 2012). Já a precipitação do trimestre úmido integra a duração do período chuvoso, refletindo umidade de solo sustentada por semanas; combinada a precipitação do mês mais úmido, sugere que pico mais a duração do pulso hídrico são determinantes para a manutenção de biomassa fina e do funcionamento fisiológico na savana (Lehmann *et al.*, 2014).

Sendo assim, as variáveis ambientais selecionadas indicam que núcleos de alta adequação tendem a coincidir com setores mais úmidos da estação chuvosa dentro da savana, o que é informação útil para amostragem dirigida e para manejo. Como o n de presenças é baixo

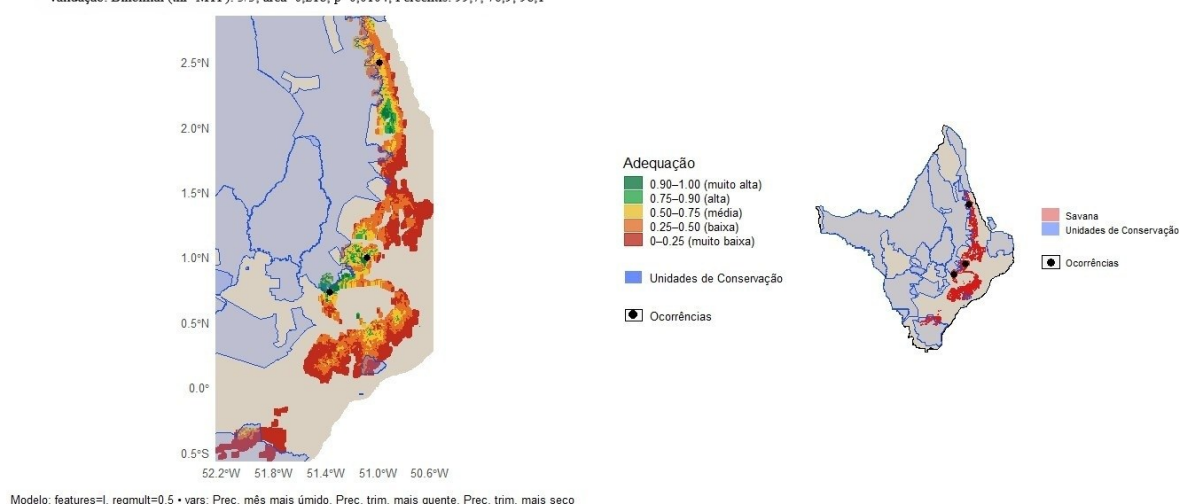
(n = 4), a leitura permanece conservadora, mas ecologicamente coerente com literatura que coloca chuva e duração da estação úmida como eixos primários da dinâmica savânica.

5.4 *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S.Irwin & Barneby

A modelagem de distribuição potencial de *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S.Irwin & Barneby, calibrada para a savana do Amapá (M = savana + 1 km), apresentou bom desempenho sob o limiar MTP, priorizando a retenção integral das presenças. O modelo obteve 3/3 acertos (omissão = 0) com $p = 0,0104$ no teste binomial, indicando que a taxa de acertos dificilmente se explica ao acaso. Os percentis das ocorrências na distribuição de adequação em M (99,7; 76,9; 98,1) mostram que os registros se inserem em faixas médias-altas a altas de adequação como mostrado na Figura 14. Com esse limiar, 21,8% da savana do Amapá (M) foram classificados como ambientalmente favoráveis. Para comparabilidade, também foi avaliado E = 5%, que resultou em 2/3 acertos (omissão = 0,33) e área mais conservadora; ainda assim, foi mantido MTP como leitura principal desta espécie por capturar 100% das presenças e refletir melhor o objetivo de não subestimar a distribuição com amostra reduzida.

Figura 14 - Mapa da distribuição potencial de *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S.Irwin & Barneby na savana do Amapá, com sobreposição de pontos de ocorrência e Unidades de Conservação.

Chamaecrista desvauxii var. *saxatilis* — Modelagem com sobreposição de UCs Minimapa — Savana do Amapá
Validação: Binomial (thr=MTP): 3/3; área=0,218; p=0,0104; Percentis: 99,7; 76,9; 98,1



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A área prevista \geq MTP totalizou 2.419,0 km² em M (savana + 1 km). Desses, 414,4 km² (17,1%) estão dentro de UCs, enquanto 2.005,0 km² (82,9%) permanecem fora de proteção

formal. A proporção observada dentro de UCs (17,1%) é praticamente igual à cobertura de UCs em M, não indicando enriquecimento nem déficit de habitat adequado. Ainda assim, a maioria do habitat potencial (~83%) segue fora de proteção, o que recomenda ações complementares (priorização de núcleos de alta adequação e faixas no entorno de UCs). Nenhuma ocorrência usada no modelo recaiu dentro de UCs (0/3) como mostrado no Quadro 5.

Quadro 5- Área prevista como adequada (\geq MTP) em Unidades de Conservação para *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S.Irwin & Barneby, com discriminação da área dentro/fora de UCs e das ocorrências conhecidas.

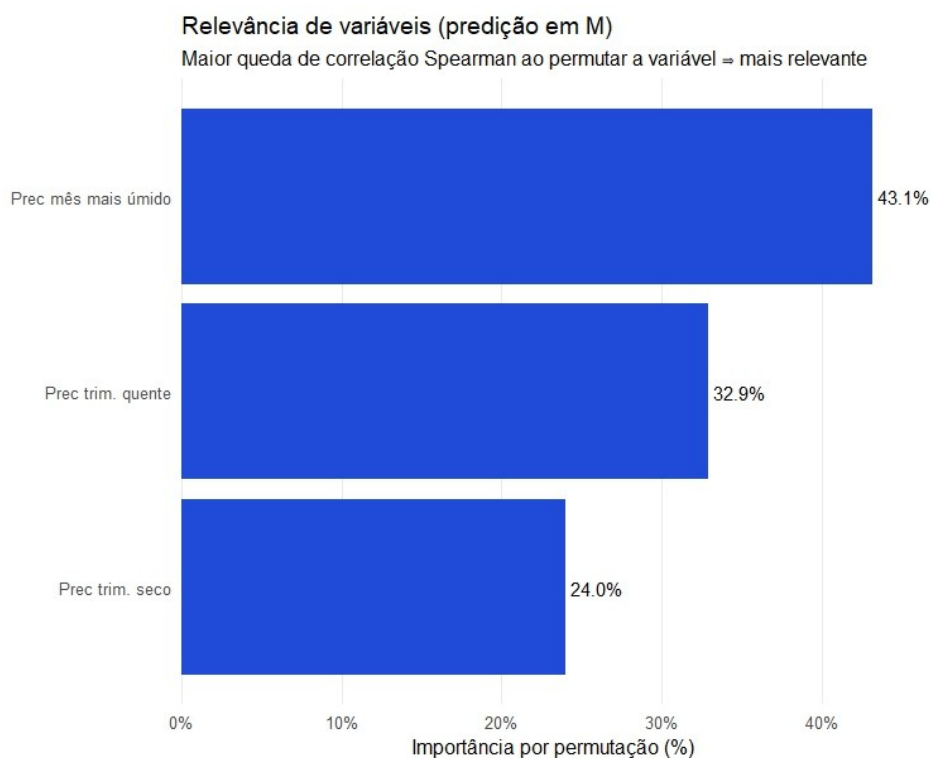
Situação	Área (km²)	% de M (\geq limiar)	Ocorrências
Dentro de UCs	414,4	17,1%	0
Fora de UCs	2.005,0	82,9%	3
Total \geq limiar	2.419,0	100%	3

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A importância por permutação foi calculada como a queda na correlação de Spearman entre a predição original e a predição após embaralhar cada variável (mantendo as demais fixas). As contribuições foram normalizadas para somar 100% (ou seja, expressas em percentual relativo da importância total observada no ajuste).

No ajuste adotado, as contribuições relativas foram: precipitação no mês mais úmido (bio13) = 43,1%, precipitação no trimestre mais quente (bio18) = 32,9% e precipitação no trimestre mais seco (bio17) = 24,0%, como visto na Figura 13. As demais variáveis testadas apresentaram queda ~0% e, por isso, não foram incluídas no modelo final, o que reduz colinearidade e simplifica a interpretação.

Figura 15: Importância relativa das variáveis ambientais no modelo de *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S.Irwin & Barneby, estimada por permutação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Esses resultados indicam maior dependência da espécie por (i) pico de chuva no mês mais úmido (bio13), (ii) manutenção de precipitação durante o trimestre mais quente (bio18) e (iii) alívio de estiagens prolongadas no trimestre mais seco (bio17). Esse ranqueamento é coerente com os percentis das presenças em M (99,7; 76,9; 98,1), que situam os registros em faixas médias-altas a altas na superfície de adequação contínua (Fick; Hijmans, 2017; Elith *et al.*, 2011).

Do ponto de vista ecológico, esse trio é consistente com o papel da sazonalidade de chuvas na organização de savanas tropicais: a presença de um pulso chuvoso forte (bio13) e a manutenção de precipitação durante o período mais quente (bio18) mitigam o estresse térmico-hídrico, enquanto estiagens severas no trimestre mais seco (bio17) reduzem a adequação. Isso é um padrão descrito para savanas tropicais e para o gradiente savana-floresta, em que a disponibilidade e a sazonalidade de água são eixos primários de estruturação (Hirota *et al.*, 2011). Assim, os núcleos de alta adequação mapeados tendem a coincidir com setores de pico pluviométrico bem marcado e seca menos extrema, o que também se reflete nos percentis elevados das presenças (Elith *et al.*, 2011; Hirota *et al.*, 2011).

5.5 Resultados integrados e prioridades de conservação

5.5.1 Integração das espécies

A modelagem para as quatro espécies (*Axonopus amapaensis* G.A. Black, *A. pubivaginat* Henrard, *Appendicularia thymifolia* (Bonpl.) DC. e *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis* (Amshoff) H.S.Irwin & Barneby) revelou diferenças quanto ao número de registros, variáveis selecionadas e limiares adotados, mas convergência quanto à restrição da adequação ao mosaico savânico do Amapá. Essa consistência reforça a validade do recorte espacial definido ($M = \text{savana} + 1 \text{ km}$) como área acessível para análise.

O Quadro 6 sintetiza as métricas por espécie, evidenciando a variação na extensão das áreas adequadas, na proporção sobreposta a Unidades de Conservação (UCs) e na distribuição das ocorrências. Esse panorama mostra que, apesar de diferenças metodológicas ($E = 5\%$ vs. MTP), todas as espécies apresentam núcleos relevantes fora das UCs, justificando a análise integrada.

Quadro 6- Síntese: área adequada (\geq limiar adotado) e ocorrências em UCs por espécie.

Espécie	Limiar adotado	Área \geq limiar (km ²)	Dentro UCs (km ² ; %)	Fora UCs (km ² ; %)	Ocorrências (dentro/fora/total)
<i>Axonopus amapaensis</i>	E = 5%	2.241,4	351,7; 15,7%	1.889,7; 84,3%	0/2/2
<i>Axonopus pubivaginat</i>	E = 5%	2.952,8	366,1; 12,4%	2.586,7; 87,6%	1/2/3
<i>Appendicularia thymifolia</i>	MTP	3.868,4	1.129,2; 29,2%	2.739,2; 70,8%	0/4/4
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>saxatilis</i>	MTP	2.419,0	414,4; 17,1%	2.005,0; 82,9%	0/3/3

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.5.2 Hotspots de coocorrências (*Tiers*) – resultados e prioridades

Os resultados da análise mascarada (fora de UCs) representam diretamente as lacunas de proteção no mosaico savânico:

- *Tier* 1: ~641 km², 50 núcleos;
- *Tier* 2: ~1.412 km², 185 núcleos;
- Coincidência com UCs: 0 km² por construção (porque as UCs foram mascaradas nesta visão).

Os resultados “brutos” (sem máscara) para contraste/planejamento são:

- *Tier* 1: ~1.033 km² no total, dos quais 315 km² (30,5%) em UCs e 718 km² (69,5%) fora;
- *Tier* 2: ~1.593 km² no total, dos quais 127 km² (8,0%) em UCs e 1.466 km² (92,0%) fora.

Esses dados são comparados no Quadro 7:

Quadro 7 - Área dos *Tiers* (T1 e T2) e distribuição dentro/fora de UCs.

Escopo	Tier	Nº núcleos	Área total (km ²)	Dentro UCs (km ² ; %)	Fora UCs (km ² ; %)
Fora de UCs	T1 (≥3 spp.)	50	641,0	0,0 (0%)	641,0 (100%)
Fora de UCs	T2 (=2 spp.)	185	1412,0	0,0 (0%)	1412,0 (100%)
Bruto (sem máscara)	T1 (≥3 spp.)	58	1033,0	315,0 (30,5%)	718,0 (69,5%)
Bruto (sem máscara)	T2 (=2 spp.)	218	1593,0	127,0 (8,0%)	1466,0 (92,0%)

Fonte: Elaborado pelo autor (2025)

Os núcleos seguem o corredor savânico litorâneo (eixo NE–SE), com T1 mais compacto (maior sobreposição) e T2 mais amplo (papel de amortecimento/conectividade). A numeração dos picos marca os pontos de maior prioridade para verificação rápida de habitat/espécies e ação (ex.: cercamento piloto, PSA/servidão, RPPN, tratativas fundiárias), como é possível ver na Figura 16. Em cada grande núcleo T1/T2 foi identificado o ponto de pico (máximo local da média das adequações contínuas, incluindo a superfície por distância de *A. amapaensis*).

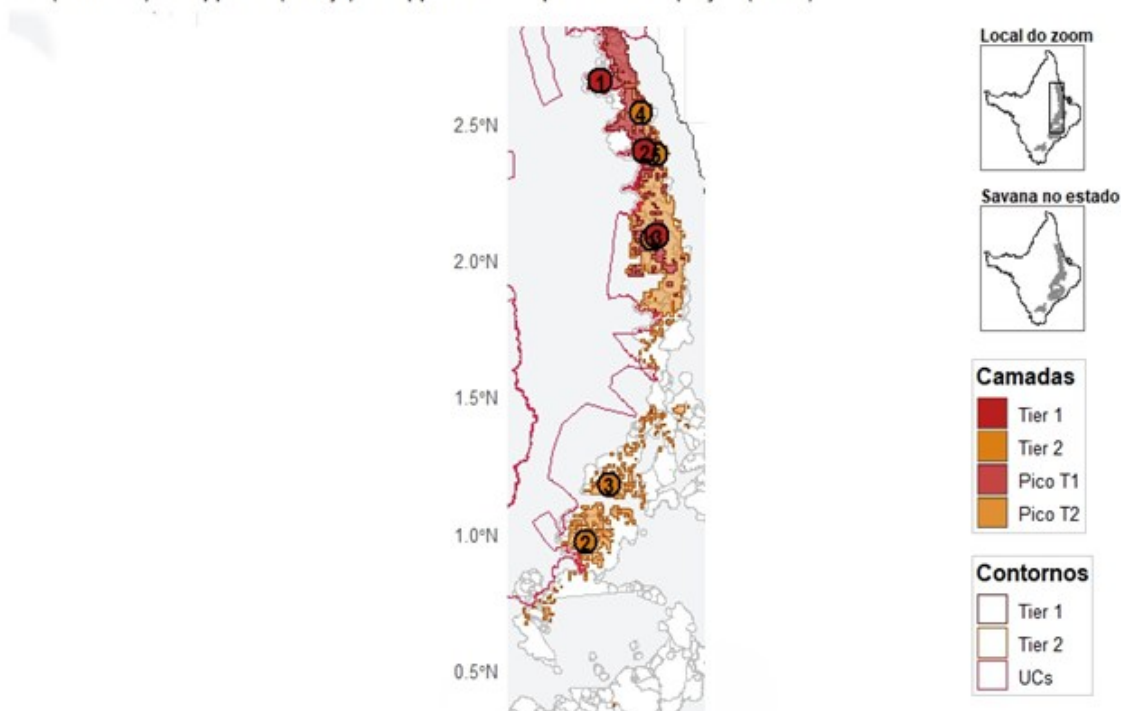
Esses pontos numerados não são ocorrências, mas marcos de prioridade para:

- validação em campo (confirmação rápida de habitat/espécies),
- medidas de conservação (cercamento piloto, PSA/servidão, RPPN, negociações fundiárias).

Figura 16 - Núcleos prioritários fora de UCs (T1 em vermelho; T2 em laranja) e picos numerados de adequação média.

Prioridades fora de UCs em M (savana + 1 km)

T1 (vermelho) ≥ 3 spp • T2 (laranja) = 2 spp • Pontos = picos de adequação (T1/T2)



Contínuas: *A. amapaensis*, *A. pubivaginat*, *A. thymifolia*, *C. desvauxii* var. *saxabilis* • Núcleos T1: 50 (picos no mapa: 3) • Núcleos T2: 185 (picos no mapa: 5)

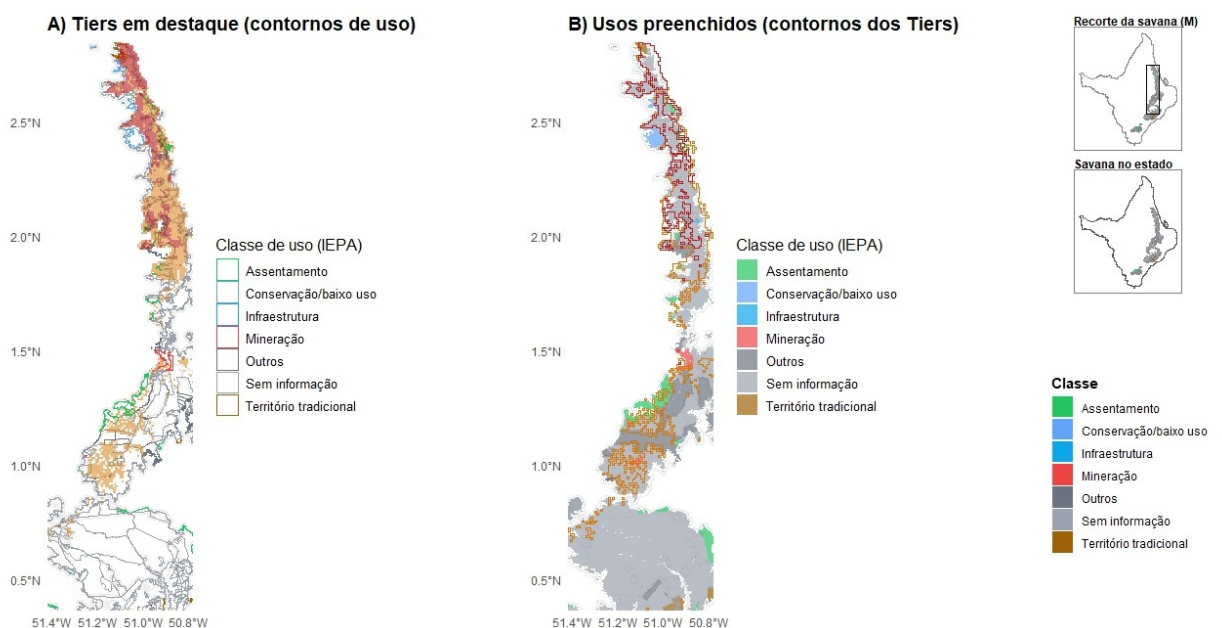
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Os números (1, 2, 3, ...) identificam os picos dos maiores núcleos por *Tier*, não representam a totalidade de núcleos (são 50 em T1 e 185 em T2), mas os alvos de maior prioridade para a primeira campanha de campo.

(i) O recorte M (savana + 1 km) minimiza extrapolação e viés de acessibilidade;
(ii) os limiars ($E=5\%$ vs. MTP) refletem tamanho amostral e controle de omissão;
(iii) a participação de *A. amapaensis* via distância + buffer dá peso moderado à espécie rara no consenso, sem inflar T1/T2. Também foi verificada a sensibilidade com o esquema “4–3–2” (T1=4 spp.; T2=3 spp.; T3=2 spp.); os principais núcleos permaneceram, indicando estabilidade dos *hotspots*.

A leitura integrada com o cadastro socioeconômico (IEPA, 2016) mostra predominância de “Sem informação” (~65,8% em T1; ~64,2% em T2), sugerindo oportunidade para criação de UC/RPPN/acordos em áreas com menor potencial de conflito; por outro lado, assentamentos, empreendimentos (Itapoá/AMCEL; Faz. Novo Horizonte) e territórios tradicionais (Quilombo Cunanã) sinalizam casos sensíveis, que pedem zoneamento fino, PSA/servidão, compensações. Esses cenários estão mapeados e diferenciados no painel cartográfico (Figura 17), onde as classes de uso aparecem em preenchimento e os *Tiers* em contorno. Na Figura 17, o preenchimento codifica classes de uso e os contornos mostram T1/T2, permitindo reconhecer oportunidades (vazios cadastrais) e casos sensíveis (sobreposições com usos consolidados).

Figura 17- Prioridades e uso do solo no recorte de foco (T1/T2 sobrepostos às classes (IEPA, 2016).



Fonte: Elaborado pelo autor (2025)

A leitura integrada desses mapas reforça duas mensagens centrais. Primeiro, a ausência de sobreposição dos núcleos T1 e T2 com UCs no recorte mascarado evidencia uma lacuna histórica de proteção das savanas amapaenses, convergente com a literatura que aponta sua sub-representação em políticas de conservação (Mustin *et al.*, 2017; Carvalho; Mustin, 2017). Essa lacuna é ainda mais crítica porque os núcleos T1 concentram coocorrências de três ou mais espécies raras e endêmicas, representando pontos de maior vulnerabilidade à perda de habitat.

Além disso, a análise de uso do solo (Figura 17) mostra que esses núcleos não estão em um vazio socioeconômico homogêneo, mas distribuem-se entre três grandes cenários: (i) áreas sem informação cadastral (~65% de T1 e T2), que oferecem oportunidade estratégica para criação de novas UCs ou RPPNs com menor risco de conflito; (ii) sobreposições com assentamentos e empreendimentos produtivos (florestais e agropecuários), onde há maior potencial de conflito e necessidade de instrumentos conciliatórios como PSA, servidão ambiental ou zoneamento participativo; e (iii) incidências sobre territórios tradicionais, como o Quilombo Cunanã, que demandam abordagem diferenciada e diálogo direto com comunidades locais.

Esse conjunto de evidências sugere que os *hotspots* identificados devem ser lidos não apenas como áreas de alto valor ecológico, mas também como arenas de negociação socioambiental. As áreas sem informação cadastral funcionam como "janelas de oportunidade" para proteção imediata, enquanto assentamentos, empreendimentos e territórios tradicionais funcionam como "alertas de risco", exigindo arranjos institucionais mais finos.

Essa ausência de dados sugere a existência de vazios fundiários ou áreas pouco formalizadas, que podem representar oportunidade para criação de novas UCs ou acordos voluntários de conservação. Por outro lado, há sobreposição relevante com empreendimentos privados (2,8% em T1; 5,0% em T2), projetos de assentamento (1,5% em T1; 4,3% em T2) e territórios tradicionais (2,7% em T1; 0,9% em T2), indicando cenários mais sensíveis e que demandam instrumentos de conciliação. O Quadro 8 sintetiza essas proporções.

Quadro 8 - Distribuição percentual dos usos do solo nos núcleos prioritários (T1 e T2).

Classe de uso	Tier 1 (%)	Tier 2 (%)
Sem informação	65.8	64.2
Empreendimentos privados	2.8	5.0
Projetos de Assentamento	1.5	4.3
Território tradicional	2.7	0.9
Conservação/baixo uso	0.2	0.2
Outros usos	27.0	25.4

Fonte: Elaborado pelo autor (2025)

Entre as áreas com informação, destacam-se:

- Empreendimentos privados (Itapoá AMCEL, Faz. Novo Horizonte): 2,8% em T1 e 5,0% em T2, indicando pressões florestais e agropecuárias que podem entrar em choque com a conservação, mas também abrir espaço para negociações de manejo sustentável e compensações ambientais.
- Projetos de Assentamento (Irineu e Filipe, Cruzeiro, Janary, Mutum): 1,5% em T1 e 4,3% em T2, revelando que uma fração dos *hotspots* coincide com áreas voltadas à agricultura familiar. Esses casos pedem instrumentos conciliatórios, como PSA (Pagamento por Serviços Ambientais), zoneamento de uso e práticas agroecológicas compatíveis.
- Territórios tradicionais (Quilombo Cunanã): 2,7% em T1 e 0,9% em T2. Aqui, a prioridade deve ser o diálogo, pois são áreas de alto valor sociocultural, onde a conservação deve se dar por meio de parcerias e fortalecimento do protagonismo comunitário.
- Áreas de conservação/baixo uso e outros usos aparecem com menor peso ($\leq 0,2\%$ e $\sim 25\%$, respectivamente), mas ainda ajudam a compor o mosaico.

Assim, os resultados sugerem uma dicotomia clara: de um lado, ampla oportunidade em áreas não cadastradas; de outro, conflitos potenciais em assentamentos, empreendimentos e territórios tradicionais. Com isso, a Figura 17 combina *Tiers* e usos do solo, exemplifica visualmente esses cenários, permitindo identificar quais núcleos se situam em vazios (oportunidades) e quais recaem em áreas produtivas ou sensíveis (conflitos).

Além do padrão de usos, os *Tiers* exibem alta proximidade à malha rodoviária, um fator historicamente associado à conversão e fragmentação de habitats na Savana. Em diferentes regiões do bioma, a presença e densidade de estradas explicam a distribuição espacial da mudança de uso da terra e a perda de vegetação nativa, atuando como vetores de ocupação, agropecuária e ignições de fogo (Garcia; Ballester, 2016; Prado; Ferreira; Guimarães, 2006).

Para as savanas amazônicas do Amapá, esse risco é amplificado pelo histórico de sub-representação em UCs e pressões de uso, já documentado para o “Cerrado do Amapá”

(Carvalho; Mustin, 2017; Mustin, 2017). Os resultados quantificam essa vulnerabilidade por acessibilidade: *Tier 1* (≥ 3 spp.) tem 5,9% da área a ≤ 1 km e 35,0% a ≤ 5 km de rodovias; *Tier 2* ($= 2$ spp.) apresenta 5,9% e 35,6%, respectivamente (Quadro 9). Esse padrão reforça a necessidade de zoneamento fino, prevenção/gestão de fogo e pactos de uso nas faixas de influência viária, além de priorização de validações de campo nos núcleos mais próximos de estradas (Arruda *et al.*, 2024).

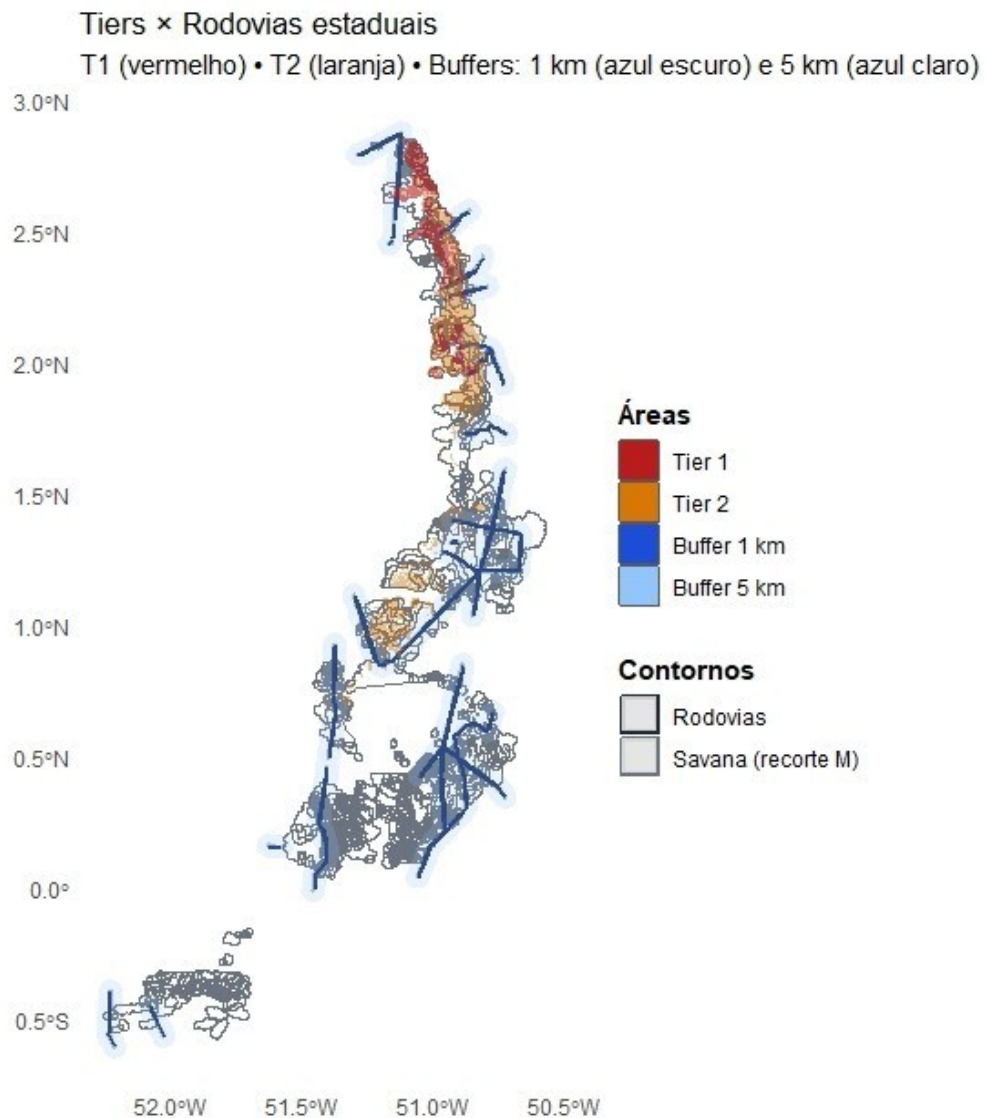
Quadro 9 — Percentual de área dos *Tiers* em faixas de influência rodoviária (1 km e 5 km).

Tier	Área total (km ²)	Área ≤ 1 km (km ² ; %)	Área ≤ 5 km (km ² ; %)
Tier 1 (≥ 3 spp.)	641,0	38,1 (5,9%)	225,0 (35,0%)
Tier 2 ($= 2$ spp.)	1412,0	82,8 (5,9%)	502,0 (35,6%)

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Os resultados do Quadro 9 mostram que tanto o *Tier 1* quanto o *Tier 2* têm cerca de 6% de sua área a até 1 km de rodovias e ~35% a até 5 km, evidenciando forte influência viária sobre os núcleos prioritários. A Figura 18 ilustra esse padrão, com os *buffers* de 1 km (azul escuro) e 5 km (azul claro) ao redor das rodovias estaduais, destacando a sobreposição espacial com os *Tiers*. Essa visualização permite identificar quais núcleos estão mais suscetíveis a pressões de supressão, fragmentação e incêndios associados à infraestrutura viária.

Figura 18 - Núcleos prioritários (T1 em vermelho; T2 em laranja) e buffers de rodovias (1 km em azul escuro; 5 km em azul claro).



Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Esse resultado reforça a leitura feita com os usos do solo: os *Tiers* concentram-se em uma região já estrategicamente conectada por estradas, coincidindo com os principais eixos de ocupação e cidades do Amapá. Isso significa que medidas de conservação precisam considerar não só os vazios fundiários (Sem informação), mas também a pressão contínua da acessibilidade viária, que pode acelerar processos de supressão se não houver zoneamento e gestão integrada.

Em resumo, as quatro espécies convergem para o mosaico savânico do Amapá, e a sobreposição binária revelou *hotspots* (T1/T2) majoritariamente fora de UCs—T1: ~641 km² em 50 núcleos; T2: ~1.412 km² em 185 núcleos, evidenciando lacunas de proteção. O cruzamento com uso do solo indica oportunidades em áreas sem informação cadastral (~66% em T1 e T2) e casos sensíveis onde há assentamentos, empreendimentos e territórios tradicionais, que pedem arranjos conciliatórios (zoneamento fino, PSA/servidão,

compensações). Adicionalmente, a proximidade viária acentua a vulnerabilidade dos núcleos: ~5,9% das áreas de T1 e T2 estão a ≤ 1 km e ~35% a ≤ 5 km de rodovias, o que reforça a necessidade de gestão de fogo, diretrizes de uso e conectividade nas faixas influenciadas. Conjunto de mapas (núcleos e cruzamentos) e quadros (*Tiers* \times UCs, *Tiers* \times uso, *Tiers* \times rodovias) oferece base direta para priorização territorial.

6 CONCLUSÃO

Este trabalho estimou a distribuição potencial de quatro espécies de plantas raras associadas à savana do Amapá e sintetizou padrões espaciais coerentes com a ecologia do grupo. As áreas de maior adequação ambiental formam núcleos bem definidos e, em sua maioria, situam-se fora dos limites atuais das Unidades de Conservação. A análise de importância indicou a sazonalidade térmica e a disponibilidade hídrica sazonal como principais condicionantes de ocorrência, corroborando a hipótese de que espécies raras e ameaçadas ocorrem predominantemente fora de áreas protegidas.

Os resultados evidenciam lacunas de representatividade no sistema vigente, com *hotspots* multi-espécie pouco contemplados pela rede de proteção. Do ponto de vista aplicado, os mapas produzidos oferecem base objetiva para orientar prioridades de conservação e o planejamento de amostragens de campo, inclusive para atualização de listas de espécies ameaçadas e avaliações de risco.

Recomenda-se a adoção combinada de instrumentos territoriais, econômicos e de manejo voltados prioritariamente às áreas fora de Unidades de Conservação. Em primeiro lugar, implantar Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) e arranjos socioambientais (servidão ambiental, acordos de uso e zoneamento participativo) com proprietários e comunidades que mantêm savanas íntegras e conectadas, priorizando os núcleos T1/T2 e demais áreas de alta adequação. Em segundo lugar, estruturar corredores ecológicos e faixas de amortecimento no ordenamento territorial municipal/estadual para conectar núcleos T1/T2, garantir fluxo gênico e reduzir isolamento populacional, utilizando servidão ambiental, Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente (APP) como base de conectividade; quando viável, estimular Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPNs) em áreas-chave. Em terceiro lugar, adotar gestão integrada do fogo com base científica, combinando prevenção, queima prescrita quando cabível, capacitação de brigadas e calendários de manejo compatíveis com a fenologia local.

Complementarmente, integrar os mapas de adequação ao licenciamento e monitoramento ambiental (condicionantes, compensações e vigilância ativa), promover restauração em gargalos de conectividade e validar em campo as áreas prioritárias, com atualização periódica das modelagens à medida que novos registros e cenários climáticos se tornem disponíveis.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRE, B. R.; LORINI, M. L.; GRELE, C. E. V. Modelagem preditiva de distribuição de espécies ameaçadas de extinção: um panorama das pesquisas. *Oecologia Australis*, v. 17, n. 4, p. 483–508, 2013. DOI: [10.4257/oeco.2013.1704.04](https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1704.04).
- ALVARADO-SERRANO, D. F.; KNOWLES, L. L. Ecological niche models in phylogeographic studies: applications, advances and precautions. *Molecular Ecology Resources*, v. 14, n. 2, p. 233–248, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12184>.
- AMAPÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SEMA). **Boletim do desmatamento no estado do Amapá – biênio 2011/2012**. Macapá: SEMA, 2014. Disponível em: sema.portal.ap.gov.br/conteudo/servicos-e-informacoes/clima-e-servicos-ambientais. Acesso em: 23 set. 2025.
- AMARAL, D *et al.* Identificação dos subtipos de savanas na Amazônia oriental (Pará e Amapá, Brasil) com uma chave dicotômica de individualização. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, v. 14, p. 183–195, 2019. DOI: <https://doi.org/10.46357/bgoeldi.v14i2.238>.
- AMAPÁ. Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA). **Zoneamento socioambiental do Cerrado do Estado do Amapá: relatório técnico sintetizado**. Macapá: IEPA, 2016.
- ANDERSON, R. P.; LEW, D.; PETERSON, A. T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, v. 162, p. 211–232, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00349-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00349-6).
- ARRUDA, V. L. da S. *et al.* Assessing four decades of fire behavior dynamics in the Cerrado biome (1985 to 2022). *Fire Ecology*, 2024. Disponível em: <https://fireecology.springeropen.com/articles/10.1186/s42408-024-00298-4>. Acesso em: 19 set. 2025.
- BALMFORD, C. *et al.* Conservation conflicts across Africa. *Science*, v. 291, n. 5513, p. 2616–2619, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.291.5513.2616>.
- BARBER, C. P. *et al.* Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, v. 177, p. 203–209, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S000632071400264X>. Acesso em: 19 set. 2025.
- BARRETO, F. C. C. **Modelagem de distribuição potencial de espécies como ferramenta para a conservação: seleção e avaliação de algoritmos e aplicação com *Heliconius nattereri* Felder, 1865 (Nymphalidae: Heliconiinae)**. 2008. 68 f. Tese (Doutorado em Entomologia) — Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

BARVE, N. *et al.* The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 11, p. 1810–1819, 2011. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011.

BRAGA, P. I. S. Subdivisão fitogeográfica, tipos de vegetação, conservação e inventário florístico da floresta amazônica. **Acta Amazônica**, v. 9, n. 4, supl. 1, p. 53–80, 1979. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/aa/v9n4s1/1809-4392-aa-9-4-s1-0053.pdf>. Acesso em: 1 mar. 2020.

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Relatório de Gestão 2009**. Brasília, DF: ICMBio, 2009. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/aceso-a-informacao/auditorias/transparencia-e-prestacao-de-contas/relatorios-de-gestao/relatoriodegestaoicmbio2009.pdf>. Acesso em: 23 set. 2025.

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Relatório de Gestão 2014**. Brasília, DF: ICMBio, 2014. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/aceso-a-informacao/auditorias/transparencia-e-prestacao-de-contas/relatorios-de-gestao/relatorio_de_gestao_icmbio_2014.pdf. Acesso em: 23 set. 2025.

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Relatório de Gestão 2017**. Brasília, DF: ICMBio, 2017. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/aceso-a-informacao/auditorias/transparencia-e-prestacao-de-contas/relatorios-de-gestao/Relatorio_de_Gestao2017.pdf. Acesso em: 23 set. 2025.

BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. **Flora do Brasil 2020**. 2016. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 22 set. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (org.). **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2002. 404 p. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/Bio5.pdf. Acesso em: 1 mar. 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Biodiversidade do cerrado e pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação**. Brasília: MMA, 2007. 540 p. (Série Biodiversidade, 17).

BRIDGEWATER, S.; RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F. Biogeographic patterns, diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2295–2318, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000047903.37608.4c>.

CARIC, G. S. *et al.* Desmatamentos e queimadas no estado do Amapá entre os anos de 2001 e 2019. **Confins**, v. 57, p. 1-27, 2022. DOI: <https://doi.org/10.4000/confins.47864>.

CARVALHO, W. D.; MUSTIN, K. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0100>.

CASTRO, I. J. de. **Assembleia de morcegos (Mammalia: Chiroptera) da Área de Proteção Ambiental do Rio Curiaú, Amapá**. 2009. 86 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) — Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2009.

CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL (CRIA). SpeciesLink. Disponível em: <https://specieslink.net>. Acesso em: 10 abr. 2025

COSTA NETO, S. V. **Fitofisionomia e florística de savanas do Amapá**. 2014. 100 f. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias) — Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2014.

COSTA NETO, S. V.; MIRANDA, I. S.; ROCHA, A. E. S. Flora das savanas do estado do Amapá. In: BLUCHER, A. (org.). **Conhecimento e manejo sustentável da biodiversidade amapaense**. São Paulo: Blucher, 2017. p. 61–90. DOI: <https://doi.org/10.5151/9788580392197-04>.

CRIA - Centro de Referência em Informação Ambiental. **Rede speciesLink**. Campinas: CRIA, 2025. Disponível em: <https://specieslink.net/>. Acesso em: 10 abr. 2025.

DALAPICOLLA, J. **Tutorial de modelos de distribuição de espécies: guia teórico**. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2016. 27 p.

DALAPICOLLA, J. **Tutorial de modelos de distribuição de espécies: guia prático usando o Maxent e o ArcGIS 10**. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2016. 74 p.

DIFFENBAUGH, N. S.; FIELD, C. B. Changes in ecologically critical terrestrial climate conditions. *Science*, v. 341, n. 6145, p. 486–492, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1237123>.

DOMINGUES, E. (coord.). **Cobertura e uso da terra no estado do Amapá**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. 137 p.

DÔRES, R. G. R. das. **Análise morfológica e fitoquímica da fava d’anta (*Dimorphandra mollis* Benth.)**. 2007. 336 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) — Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

EITEN, G. Delimitação do conceito de cerrado. In: JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO (comp.). **Arquivos do Jardim Botânico**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico, 1977. p. 125–134.

ELITH, J. *et al.* A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 43–57, 2011

ELITH, J. *et al.* Novel methods improve prediction of species’ distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, p. 129–151, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 677–697, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>.

ELLIS, E. C.; GOLDEWIJK, K. K.; SIEBERT, S.; LIGHTMAN, D.; RAMANKUTTY, N. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589–606, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>.

ELTON, C. S. **Animal ecology**. New York: The Macmillan Company, 1927.

EMBRAPA AMAPÁ. **Savana de Roraima e do Amapá: oportunidades e desafios para a produção sustentável**. Macapá: Embrapa Amapá, 2014.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017. DOI: 10.1002/joc.5086.

FOLCH, R. *et al.* **Encyclopedia of the biosphere: savannahs**. Detroit: Cengage Gale, 2000.

FUNDO BRASILEIRO PARA A BIODIVERSIDADE (Funbio). **Chamada de Projetos 04/2012 – Tropical Forest Conservation Act – TFCA**. Rio de Janeiro: Funbio, 2012.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 10 abr. 2025.

GARCIA, A. S.; BALLESTER, M. V. R. Land cover and land use changes in a Brazilian Cerrado landscape: drivers, processes, and patterns. **Journal of Land Use Science**, v. 11, n. 5, p. 538–559, 9 maio 2016.

GAUSE, G. F. **The struggle for existence**. Baltimore: The Williams & Wilkins Company, 1934. DOI: <https://doi.org/10.5962/bhl.title.4489>.

GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF). GBIF Occurrence Download. Disponível em: <https://www.gbif.org>. Acesso em: 10 abr. 2025

GIANNINI, T. *et al.* Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733–749, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017>.

GIANOTTI, A. R. da C.; *et al.* Análise microclimática em duas fitofisionomias do cerrado no Alto Vale do Jequitinhonha, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 28, n. 3, p. 246–256, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-77862013000300004>.

GOEDERT, W. J. *et al.* Savanas tropicais: dimensão, histórico e perspectivas. In: FALEIRO, F. G. *et al.* (ed.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 22–1132.

GRACE, J. *et al.* Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 387-400, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01448.x>.

GRINNELL, J. Field tests of theories concerning distributional control. **The American Naturalist**, v. 51, n. 602, p. 115–128, 1917. DOI: <https://doi.org/10.1086/279591>.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, v. 135, n. 2–3, p. 147–186, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9).

HIJMANS, R. J.; PHILLIPS, S.; LEATHWICK, J.; ELITH, J. **dismo: Species Distribution Modeling**. R package, versão 1.3-16. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>. Acesso em: 16 set. 2025.

HIROTA, M. *et al.* Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. **Science**, v. 334, p. 232-235, 2011.

HIRZEL, A. H.; LE LAY, G.; HELFER, V.; RANDIN, C.; GUIBAN, A. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. **Ecological Modelling**, v. 199, n. 2, p. 142–152, 2006. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415–427, 1957. DOI: <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico; inventário das formações florestais e campestres; técnicas e manejo de coleções botânicas; procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p.

IBGE. **Projeto zoneamento das potencialidades dos recursos naturais da Amazônia Legal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1990. 212 p.

IBGE. **Uso da terra no estado do Amapá**. Amapá: IBGE, 2004. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv95893.pdf>. Acesso em: 1 mar. 2020.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2012. 2013. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 22 fev. 2013.

KEARNEY, M. Habitat, environment and niche: what are we modelling? **Oikos**, v. 115, n. 1, p. 186–191, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14908.x>.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.

LAMEIRA, O. **A expansão da fronteira agrícola no Cerrado amapaense: dinâmicas socioambientais e implicações territoriais**. 2016. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional) – Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2016.

LEHMANN, C. E. R. *et al.* Deciphering the distribution of the savanna biome. **New Phytologist**, v. 191, n. 1, p. 197–209, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03689.x>.

LEHMANN, C. E. R. *et al.* Savanna vegetation–fire–climate relationships differ among continents. **Science**, v. 343, n. 6170, p. 548–552, 2014. DOI: 10.1126/science.1247355.

LIU, C.; NEWELL, G.; WHITE, M. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 1, p. 337–348, 2016. DOI: 10.1002/ece3.1878.

LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 4, p. 778–789, 2013. DOI: 10.1111/jbi.12058.

LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, p. 145–151, 2008.

LOVEJOY, T. E. “The Amazon region”. **Science Advances**, v. 3, n. 11, eaar3677, 2017. DOI: 10.1126/sciadv.aar3677. Disponível em: <[science.org/doi/10.1126/sciadv.aar3677](https://doi.org/10.1126/sciadv.aar3677)>. Acesso em: 23 set. 2025.

LLOYD, J. *et al.* Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: a quasi-global estimate. **Tree Physiology**, v. 28, n. 3, p. 451–468, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/28.3.451>.

MACHADO-STREDEL, F.; COBOS, M. E.; PETERSON, A. T. A simulation-based method for selecting calibration areas for ecological niche models and species distribution models. **Frontiers of Biogeography**, v. 13, n. 4, e48814, 2021. DOI: 10.21425/F5FBG48814.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35012251>.

MATOS, D. C. L. *et al.* A representatividade do atual sistema de áreas protegidas do Amapá à conservação da biodiversidade: a lacuna de proteção das savanas. In: SILVA JUNIOR, O. M.; PAIVA, P. F. P. R. (Orgs.). **Áreas protegidas: diferentes abordagens na Amazônia Legal**. Belém: GAPTA/UFGPA, 2020. p. 45–74. E-book. ISBN 978-65-87842-00-4. Disponível em: <https://livroaberto.ufpa.br/handle/prefix/925>. Acesso em: 22 set. 2025.

MELÉM, N. J.; *et al.* Adsorção de fósforo remanescente em Latossolo Amarelo distrófico no Cerrado Amapá. In: **SIMPÓSIO NACIONAL DE CERRADO**, 9., 2008, Brasília. **Anais do IX Simpósio Nacional de Cerrado**. Brasília: Embrapa Cerrados, 2008.

MENDONÇA, R. *et al.* Flora vascular do cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008. p. 288–556.

MEROW, C.; SMITH, M. J.; SILANDER, J. A. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, p. 105–113, 2013.

MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; LLOYD, J.; GRACE, J. Carbon and water vapor exchange of cerrado vegetation in central Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 5, p. 876–888, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00763.x>

MOCHIUTTI, S.; MEIRELLES, P. R. de L. Utilização das pastagens nativas do Amapá. In: PUIGNAU, J. P. (ed.). **Utilización y manejo de pastizales**. Montevideo: Procisur, 1994. p. 1–264.

MUSTIN, K. *et al.* Biodiversity, climate change and fire in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, v. 206, p. 119–127, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.005>

MUSTIN, K. *et al.* Biodiversity, threats and conservation challenges in the Cerrado of Amapá, an Amazonian savanna. **Nature Conservation**, v. 22, p. 107–127, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.22.13823>.

NASCIMENTO, H. J.; REIS, M. G. Seasonal dynamics of grasses in Neotropical savannas: responses to temperature and rainfall gradients. **Plant Ecology**, v. 219, p. 745–758, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0824-1>

NEGRÃO, D. S. G.; LÖWENBERG-NETO, P. Seleção das variáveis preditoras para modelagem correlativa de distribuição de espécies na América do Sul. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 2, p. 117–129, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2202.02>.

NEWBOLD, T. *et al.* Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science**, v. 353, n. 6296, p. 288–291, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>.

NEW YORK BOTANICAL GARDEN (NYBG). **C.V. Starr Virtual Herbarium**: Specimen Details for *Chamaecrista desvauxii* var. *saxatilis*. Disponível em: <https://sweetgum.nybg.org/science/vh/>. Acesso em: 10 abr. 2025.

NOGUEIRA, J. S.; SANTOS, H. F.; LIMA, J. P. Modelagem ecológica de espécies e conservação. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 45–56, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000400005>.

OLIVEIRA, C. P. de. **O método de avaliação por múltiplos critérios como apoio ao planejamento ambiental: aplicação experimental no Cerrado central do Amapá, Brasil**. 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) — Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2009.

OLIVEIRA, U. *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2>.

PAGLIA, A. *et al.* Modelos de distribuição de espécies em estratégias para a conservação da biodiversidade e para adaptação baseada em ecossistemas frente a mudanças climáticas. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 231–234, 2012. DOI: <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.031>.

CAMPOS, A. C. S.; COSTA NETO, S. V.; JARDIM, M. A. G. Florística, estrutura e formas de vida da regeneração de uma savana amazônica, Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 5, p. 2550-2572, 2021.

PAYNE, B. L.; BRO-JØRGENSEN, J. A framework for prioritizing conservation translocations to mimic natural ecological processes under climate change: a case study with African antelopes. **Biological Conservation**, v. 201, p. 230–236, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.018>.

PEARSON, R. G. *et al.* Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 1, p. 102-117, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>.

PEARSON, R. G. Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. **Lessons in Conservation**, v. 3, p. 56–85, 2010.

PEARSON, R. *et al.* Predicting species distributions from small numbers of occurrence records. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 1, p. 102–117, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>.

PECL, G. T. *et al.* Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, n. 6332, p. eaai9214, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aai9214>.

PEREIRA, A. S.; OLIVEIRA, R. S.; SILVA, J. M. Influência de fatores climáticos na distribuição de gramíneas savânicas no norte do Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 11., 2020, Porto Seguro. **Anais do XI Congresso de Ecologia do Brasil**. Porto Seguro: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2020.

PETERSON, A. T. Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 5, p. 817–827, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02456.x>.

PETERSON, A. T. *et al.* **Ecological niches and geographic distributions**. Princeton: Princeton University Press, 2011.

- PHILLIPS, S. J. **A brief tutorial on Maxent**. 2021. Disponível em: https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/Maxent_tutorial_2021.pdf. Acesso em: set. 2025.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231–259, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M.; ELITH, J.; GRAHAM, C. H. **maxnet: Fitting ‘Maxent’ Species Distribution Models with ‘glmnet’**. R package, versão 0.1.4. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=maxnet>. Acesso em: 16 set. 2025.
- PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, n. 2, p. 161–175, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>.
- PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON MACHINE LEARNING, 21., 2004, Banff. **Proceedings [...]**. New York: ACM, 2004. p. 655–662.
- PIMM, S. L. *et al.* The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, v. 344, n. 6187, p. 987–997, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1246752>.
- POUZOLS, F. M. *et al.* Global protected area expansion is compromised by projected land-use and parochialism. **Nature**, v. 516, n. 7531, p. 383–386, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature14032>.
- PLANTS OF THE WORLD ONLINE (POWO). Royal Botanic Gardens, Kew. Disponível em: <https://powo.science.kew.org>. Acesso em: 2025.
- PRADO, T. R. DO; FERREIRA, A. A.; GUIMARÃES, Z. F. S. Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 3, p. 237–241, 2006.
- PRANCE, G. T. Islands in Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 351, n. 1341, p. 823–833, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0077>.
- RABELO, B. V.; VAN DEN BERG, M. E. Nota prévia sobre o estudo dos cerrados do Amapá. In: **CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA**, 32., 1981, Teresina. **Anais do 32º Congresso Nacional de Botânica**. Teresina: SBB/UFPI, 1981. p. 134–140.
- RADOSAVLJEVIC, A.; ANDERSON, R. P. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 4, p. 629–643, 2014. DOI: 10.1111/jbi.12227.

RATTER, J. A. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223–230, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>.

RATTER, J. A. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brasil. In: FURLEY, P. A.; PROCTOR, J.; RATTER, J. A. (eds.). **Nature and dynamics of forest–savanna boundaries**. London: Chapman and Hall, 1992. p. 51–76.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 53, n. 2, p. 153–180, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0960428600002821>.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, n. 1, p. 57–109, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0960428603000064>.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2025. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 16 set. 2025.

REFLORA – Herbário Virtual. **Herbário Virtual Reflora**. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>. Acesso em: 20 jan. 2022.

RIBEIRO, J. F.; SANO, S. M.; SILVA, J. A. Chave preliminar de identificação dos tipos fisionômicos da vegetação do Cerrado. In: **CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA**, 32., 1981, Teresina. **Anais do 32º Congresso Nacional de Botânica**. Teresina: SBB/UFPI, 1981. p. 124–133.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998. p. 89–166.

ROCHA, A. E. S.; MIRANDA, I. S.; COSTA NETO, S. V. Composição florística e chave de identificação das Poaceae ocorrentes nas savanas costeiras amazônicas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 3, p. 301–314, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201305173>.

RODRIGUES, T. E. *et al.* Caracterização e classificação dos solos do Campo Experimental do Cerrado da Embrapa do Amapá. **Documento 43**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2000. 37 p.

ROTLAN-PUIG, X.; TRAVESET, A. Determining the minimal background area for species distribution models: MinBAR package. *Ecological Modelling*, v. 439, p. 109353, 2021. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2020.109353.

RUGGIERO, P. G. C. *et al.* Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 160, n. 1, p. 1–16, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1015827523022>.

SALA, O. E. *et al.* Legacies of precipitation fluctuations on primary production: theory and data synthesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 33, p. 13306–13311, 2012. DOI: 10.1073/pnas.1207061110.

SANKARAN, M. *et al.* Determinants of woody cover in African savannas. **Nature**, v. 438, p. 846–849, 2005. DOI: 10.1038/nature04070.

SANO, E. E. *et al.* Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 153–156, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000100020>.

SANO, E. E.; *et al.* Desmatamento em áreas de cobertura não florestais do bioma Amazônia: resultados preliminares baseados em imagens do satélite Landsat-8 OLI de 2013. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR)**, 18., 2017, Santos. **Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos: INPE, 2017. p. 3369–3376.

SANTOS, M. C. R. *et al.* Effects of precipitation and fire on land surface phenology in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing**, v. 17, n. 12, 2077, 2025. DOI: 10.3390/rs17122077.

SARMENTO, T. R.; SILVA JÚNIOR, M. C. Composição florística e fitossociologia das comunidades lenhosas do cerrado sentido restrito em duas posições topográficas no Jardim Botânico de Brasília, DF. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 17, p. 79–92, 2006. ISSN 0104-5334.

SARMIENTO, G. **The ecology of Neotropical savannas**. Cambridge: Harvard University Press, 1984.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree–grass interactions in savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 517–544, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>.

SILVA, W. L. S.; COSTA NETO, S. V.; SOARES, M. V. B. Diversidade de Leguminosae em savanas do Amapá. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 1, p. 83–89, 2015. DOI: <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n1p83-89>.

SOBERÓN, J. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, supl. 2, p. 19644–19650, 2009. DOI: 10.1073/pnas.0901637106.

SPECIESLINK (comp.). **SpeciesLink**. Disponível em: <https://specieslink.net>. Acesso em: 22 out. 2021.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.

TÔRRES, N. M.; VERCILLO, U. E. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações de governo? **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 228–230, 2012. DOI: <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.023>.

VALENTE, M. A.; CAMPOS, A. G. S.; WATRIN, O. dos S. Mapeamento dos solos do bioma cerrado do Estado do Amapá. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 17., 2015, João Pessoa. **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos: INPE, 2015. p. 3557–3564.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p.

WALKER, B. H.; NOY-MEIR, I. Aspects of the stability and resilience of savanna ecosystems. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (ed.). **Ecology of tropical savannas**. Berlin: Springer, 1982. v. 42, p. 556–590. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_26.

WARREN, D. L.; SEIFERT, S. N. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. **Ecological Applications**, v. 21, n. 2, p. 335–342, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>.

WORLDCLIM. WorldClim v2.1 — Historical climate data (30" \approx 1 km; 1970–2000). 2020. Disponível em: <https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html>. Acesso em: set. 2025.

YOKOMIZO, G. K. I. **Potencialidade da soja no Amapá**. Macapá: Embrapa Amapá, 2004. 18 p. (Embrapa Amapá – Documentos, INFOTECA-E). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/348924>. Acesso em: 29 out. 2021.

ZEE. **Macrodiagnóstico do Estado do Amapá: primeira aproximação do ZEE**. 3. ed. Macapá: IEPA, 2008. 139 p.

ZIZKA, A. *et al.* CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 5, p. 744–751, 2019. DOI: 10.1111/2041-210X.13152.