



**PROSPECÇÃO E CONSERVAÇÃO DE *GYMNOPOGON DOELLII* (POACEAE),
ESPÉCIE CRITICAMENTE AMEAÇADA**

MAIKY LOPES PAULO

**TESE DE DOUTORADO EM BOTÂNICA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UnB 2024**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

**PROSPECÇÃO E CONSERVAÇÃO DE *GYMNOPOGON DOELLII* (POACEAE),
ESPÉCIE CRITICAMENTE AMEAÇADA**

MAIKY LOPES PAULO

ORIENTADOR: Dr. JOSÉ FRANCISCO MONTENEGRO VALLS

TESE DE DOUTORADO EM BOTÂNICA

Linha: Botânica Aplicada

Brasília-DF, março de 2024

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

**“PROSPECÇÃO E CONSERVAÇÃO DE *GYMNOPOGON DOELLII* (POACEAE),
ESPÉCIE CRITICAMENTE AMEAÇADA”**

Tese de doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Botânica - Instituto de Biologia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Botânica.

Aprovada por:

Prof. Dr. José Francisco Montenegro Valls (Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia /UnB)
(Orientador)

Prof. Dr. (Instituto de Biologia-PPGBOT/UnB) (Examinador interno)

Prof. Dr. () (Examinador externo à UnB)

Prof. Dr. () (Examinador externo à UnB)

Prof. Dr. (Instituto de Biologia-PPGBOT/UnB)
(Examinador suplente)

Brasília-DF, 22 de março de 2024

FICHA CATALOGRÁFICA

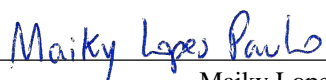
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Maiky Lopes Paulo

TÍTULO: Prospecção e conservação de *Gymnopogon doellii* (POACEAE),
espécie criticamente ameaçada

GRAU: Doutor ANO: 2024



Maiky Lopes Paulo
maikylopespaulo@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, quero agradecer a Deus Pai, seu Filho Jesus e Espírito Santo (são um só) pela oportunidade que criou em minha vida. Em todo momento ele foi meu verdadeiro amigo, nessa caminhada solo.

Agradeço à minha família que sempre me apoiou, especialmente minha mãe Maria Inês Lopes que acreditou que os estudos eram o melhor caminho. Hoje, graças a ela torno-me um Doutor, para quem vem de um ensino de base público, é uma grande conquista.

Agradeço ao meu pai José Roberto Paulo que foi esse tempo todo de graduação e pós-graduação, um verdadeiro amigo além de pai, e um exemplo de homem de valores.

Agradeço ao Professor Dr. Cláudio Coelho de Paula, que acreditou em mim quando ainda eu era um estagiário calouro, no perfeito mundo de Bob. Me encaminhou a ser um profissional e ele é exemplo a ser seguido. Agradeço porque todo meu sucesso e esta Tese começaram e passaram por ele.

Agradeço ao meu orientador o Dr. Valls, um pesquisador apaixonado pelo que faz, motivador, excelente pesquisador, que foi um excelente orientador, me apoiando em tudo, me dando suporte para toda execução deste trabalho. Foi incrível ser orientado pelo senhor!

Agradeço a todos os irmãos de igreja em Brasília, onde me apoiaram, à irmã Vianey, à irmã Professora Sarah Caldas, ao Pastor Junior e sua esposa Geny que me hospedaram na chegada à Brasília.

Agradeço a todos pesquisadores que me apoiaram, Professor Dr. Fabian Borghetti, Professor Dr. Gilvano, Dr. Francisco Adriano, Professora Dra. Alessandra Monteiro, Dr. Carlos Martins, Dr. Márcio Moretzsohn, MSc. Lorena, Dr. Peter Inglis, Dr. Anderson Sevilha, Dr. Renan Matias. Todos os colegas de pesquisa da Embrapa, da UnB especialmente minha amiga Stephane e estagiárias e estagiários que auxiliaram nos experimentos.

Agradeço à Gerdau Açominas S.A. e todos envolvidos, ao Diogo Saraiva meu Gestor, pela grande oportunidade de trabalhar nesta grande empresa e pela oportunidade de executar o Programa de Prospecção e Conservação de *Gymnopogon doellii*. Agradeço à Nathália Rivelli, excelente estagiária da Gerdau, que chegou em um momento oportuno e mostrou a que veio, me dando suporte como pesquisador, também no entendimento dos processos de licenciamento ambiental, o que me ajudou bastante nesta Tese.

Agradeço a todos colaboradores das empresas de serviços ambientais, que me ajudaram com as ocorrências de *Gymnopogon doellii*, à equipe da SETE, especialmente Marília Mendes, Pablo Meyer, Jean, Dorvalino. Ao Willian e Ângelo, meus parceiros no dia a dia de trabalho. Ao Ronaldo Vinícius, que desde o princípio me apoiou com as idas a campo e coleta de dados. Tantas pessoas incríveis colaboraram comigo e como forma de gratidão entrego para a sociedade uma Tese que espero gerar benefícios para conciliação da biodiversidade, e a continuidade dos empreendimentos, que muitas famílias de trabalhadores brasileiros são dependentes.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	1
1. INTRODUÇÃO	3
2. OBJETIVOS	15
3. METODOLOGIA GERAL DO TRABALHO	15
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:	18

CAPÍTULO 1

MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES PARA <i>GYMNOPOGON DOELLII</i> BOECHAT & VALLS, COMO SUBSÍDIO PARA SUA CONSERVAÇÃO E ATENDIMENTO DE CONDICIONANTES DE LICENCIAMENTO AMBIENTAL	32
---	----

RESUMO.....	32
1.1. INTRODUÇÃO	33
1.2. OBJETIVO	37
1.3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
1.4. RESULTADOS	47
1.5. DISCUSSÃO	58
1.6. CONCLUSÕES.....	66
1.7. REFERÊNCIAS	67
1.8. ANEXOS	80

CAPÍTULO 2

GENÉTICA DA CONSERVAÇÃO DE <i>GYMNOPOGON DOELLII</i> BOECHAT & VALLS (POACEAE): IMPLICAÇÕES PARA TRANSLOCAÇÃO DIRECIONADA DE MUDAS.....	90
---	----

RESUMO.....	90
2.1. INTRODUÇÃO	90
2.2. OBJETIVO	92
2.3. MATERIAIS E MÉTODOS	92
2.4. RESULTADOS	94
2.5. DISCUSSÃO	97
2.6. CONCLUSÕES.....	104
2.7. REFERÊNCIAS	104

2.8. ANEXOS	114
CAPÍTULO 3	
A GERMINATION AND MICROPROPAGATION PROTOCOL FOR AN ENDANGERED GRASS, <i>GYMNOPOGON DOELLII</i>, FOR <i>EX SITU</i> CONSERVATION	118
Abstract.....	119
Introduction.....	120
Material and methods	121
Results.....	125
Discussion	127
Conclusion	130
Acknowledgements.....	130
References.....	131
5. CONCLUSÕES GERAIS	134
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	135

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – <i>Gymnopogon doellii</i> Boechat & Valls. A. Planta viva <i>in situ</i> . B. Exsicata da espécie.....	9
Figura 2 – Registros de ocorrência (pinos amarelos) de <i>Gymnopogon doellii</i> Boechat & Valls, mostrando a disjunção de ocorrência entre as populações de Minas Gerais e do Centro Oeste.....	11
Figura 3 – Áreas nativas no município de Alexânia, Goiás. Mostrando o aumento da especulação imobiliária e supressão da vegetação. A. Ano de 2007. B. Ano de 2012. C. Ano de 2022. D. área da Figura C ampliada mostrando a vegetação suprimida onde, em 2019, foi coletada e registrada a ocorrência de <i>Gymnopogon doellii</i> Boechat & Valls.....	14
Figura 4 – A) Visita de campo realizada no dia 05/04/2018 com a presença dos Drs. Carlos Romero Martins e José Francisco Valls. B) Momento de discussões promovido no dia 05/04/2018 na Unidade de Pesquisa e Inovação em Campos Rupestres Ferruginosos da Gerda. Foto: Marília Mendes.....	16
Figura 5 – Análise SHARP (Systematic Hazard Analysis for Rare and Endangered Plants) que direciona a identificação e diagnose de gargalos ao longo do ciclo de vida de plantas raras e ameaçadas (Aronne, 2017)	17
Figura 6 – Análise SHARP (Systematic Hazard Analysis for Rare and Endangered Plants – Análise Sistemática de Riscos para Plantas Raras e Ameaçadas). Adaptado de Aronne (2017) para a espécie categorizada como criticamente em perigo <i>Gymnopogon doellii</i> . Os X em vermelho representam que a pesquisa não seguiu este caminho, e não é necessária a referida investigação.....	135
Figura 1.1. – Área avaliada na modelagem de <i>Gymnopogon doellii</i> , com o Quadrilátero Ferrífero, MG, no centro do mapa nas maiores elevações. Detalhe para as ocorrências conhecidas da espécie e os municípios.....	38
Figura 1.2 – Mapa de localização do Quadrilátero Ferrífero, MG, com os principais conjuntos litológicos e feições estruturais. Adaptado de Dorr II (1969) e Chemale Junior <i>et al.</i> (1991)	39
Figura 1.3 – – Mapa consenso do modelo piloto de adequabilidade de hábitat para <i>Gymnopogon doellii</i> no Quadrilátero Ferrífero, MG.....	41
Figura 1.4 – Média e valores das variáveis, de todas as quadrículas da área total (cerca de 1.6 milhões) e média e valores das 16 ocorrências de <i>Gymnopogon doellii</i> , no Quadrilátero ferrífero, MG. Os valores das 16 ocorrências tiveram seus valores multiplicados por 1.6 milhões (total de quadrículas), para visualização de forma gráfica junto aos valores da área total. CV = coeficiente de variação.....	49
Figura 1.5 – Rasters das variáveis ambientais focadas ao longo das ocorrências de <i>Gymnopogon doellii</i> (círculos) no Quadrilátero Ferrífero. CV = coeficiente de variação.....	50
Figura 1.6 – Mapa consenso do modelo final de adequabilidade de hábitat para <i>Gymnopogon doellii</i> no Quadrilátero Ferrífero, MG. Classes de adequabilidade, correspondem a probabilidade da espécie ocorrer: Áreas inadequadas $\leq 42\%$; $42\% \leq$ baixa ≤ 50 ; $50\% \leq$ média ≤ 75 e alta adequabilidade $\geq 75\%$	52
Figura 1.7 – Uso, cobertura do solo e ocorrências de <i>Gymnopogon doellii</i> no Quadrilátero Ferrífero, MG.....	54
Figura 1.8 – Mapa de duas regiões de ocorrência de <i>Gymnopogon doellii</i> no Quadrilátero Ferrífero, MG, mostrando os mosaicos vegetacionais de Campos Rupestres, Campo Cerrado, Cerrado Stricto Sensu e Floresta Atlântica. a) região das cangas no Sinclinal Moeda; b) região distante das cangas, em Rio Acima.	56
Figura 1.9 – Unidades de Conservação (UC) no Quadrilátero Ferrífero, MG, e adequabilidade para <i>Gymnopogon doellii</i> . Destaque para as UC alvo de prospecção de populações. Classes de adequabilidade, correspondem a probabilidade da espécie ocorrer: Áreas inadequadas $\leq 42\%$; $42\% \leq$ baixa ≤ 50 ; $50\% \leq$ média ≤ 75 e alta adequabilidade $\geq 75\%$	57

Figura 1.10 – Adequabilidade de hábitat para <i>Gymnopogon doellii</i> ao longo do Sinclinal Moeda e porção Sul do Quadrilátero Ferrífero, MG. Destaque para as áreas de mineração incluindo áreas da Gerdau S.A. Classes de adequabilidade, correspondem a probabilidade da espécie ocorrer: Áreas inadequadas $\leq 42\%$; $42\% \leq$ baixa ≤ 50 ; $50\% \leq$ média ≤ 75 e alta adequabilidade $\geq 75\%$	58
Figura 2.1 – Mapa das populações (pinos amarelos) em que foram coletadas amostras de material vegetal para análise de diversidade genética de <i>Gymnopogon doellii</i> Boechat & Valls.....	93
Figura 2.2 – Dendrograma gerado pelo método de análise UPGMA baseado na matriz de similaridade genética obtida via distância genética a partir de marcadores AFLPs em <i>Gymnopogon doellii</i>	96
Figura 2.3 – Gráfico de atribuição de grupos genéticos, com $K = 3$, organizado por população de <i>Gymnopogon doellii</i> , com cada cor indicando um grupo e cada barra representa um indivíduo. No eixo y indica-se a probabilidade de cada indivíduo pertencer a cada grupo.....	97
Figura 2.4 – Mapa de Velocidade do Vento por Região do Brasil. Destaque para a Região 2 (30 – 35 m/s) abrange a distribuição de populações de <i>Gymnopogon doellii</i> ao longo do Cerrado.....	100

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Registros de ocorrência de <i>Gymnopogon doellii</i> Boechat & Valls	12
Tabela 2 – Direcionamento dos capítulos da Tese quanto as abordagens para conservação de <i>Gymnopogon doellii</i>	17
Tabela 1.1 – Ocorrências conhecidas de <i>Gymnopogon doellii</i> no Quadrilátero Ferrífero, MG.....	41
Tabela 1.2 – Algoritmos utilizados na modelagem de distribuição de <i>Gymnopogon doellii</i> no Quadrilátero Ferrífero, MG.....	46
Tabela 1.3 – Estatísticas de precisão do modelo de distribuição de espécies <i>Gymnopogon doellii</i> no Quadrilátero Ferrífero, MG.....	48
Tabela 1.4 – Distribuição da adequabilidade de hábitat para <i>Gymnopogon doellii</i> nas poligonais da área total avaliada do Quadrilátero Ferrífero, MG.....	51
Tabela 1.5 – Valores de adequabilidade de hábitat para <i>Gymnopogon doellii</i> nas 16 ocorrências usadas na modelagem de distribuição de espécies (modelo piloto x modelo final)	53
Tabela 1.6 – Classes de adequabilidade de hábitat para <i>Gymnopogon doellii</i> nas áreas de cobertura e uso do solo no Quadrilátero Ferrífero, MG.....	55
Tabela 2.1 – Localização das populações de <i>Gymnopogon doellii</i> amostradas.....	93
Tabela 2.2 – Combinação selecionada de primers AFLPs.....	94
Tabela 2.3 – Índices de diversidade genética por população e para o total das populações de <i>Gymnopogon doellii</i> , baseada em marcadores AFLPs.....	95
Tabela 2.4 – Análise molecular de variância (AMOVA) para as populações e para grupos baseada em marcadores AFLPs em <i>Gymnopogon doellii</i>	96
Tabela 2.5 – Distribuição dos indivíduos de <i>Gymnopogon doellii</i> e populações com base no resultado do agrupamento (grupos genéticos) indicado pela análise do software Structure.....	97

RESUMO GERAL

O status de conservação da biodiversidade, desde os séculos passados, até os dias atuais, é de aumento na extinção de espécies, devido principalmente a perda de hábitat e mudanças climáticas. Mediante o compromisso que o Brasil assumiu, de conservar sua flora ameaçada de extinção, são necessárias estratégias nacionais de conservação *ex situ* e *in situ* para plantas ameaçadas de extinção. Para subsidiar tomadas de decisão que se baseiem em estratégias de conservação, são necessários estudos com espécies nativas que possam servir como modelo ou estudos de caso. Para elaboração de estratégias de conservação para uma espécie alvo, são necessárias investigações de forma sistemática, com diferentes abordagens metodológicas, buscando identificar os gargalos ao longo do seu ciclo de vida, tais quais os resultantes de alterações ambientais por atividades de agropecuária, mineração e especulação imobiliária. Neste contexto, está a gramínea criticamente ameaçada *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls, que nesta Tese é alvo de investigações sistemáticas para desdobramentos de estratégias para sua conservação. Os registros de ocorrência em herbários são altamente disjuntos geograficamente (700 km), com poucas populações registradas no Centro-Oeste (Distrito Federal e Goiás) e no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Desta forma, a espécie passou a ser alvo de proteção por lei, e assim, durante a implantação de empreendimentos minerários, houve atenção especial para elaboração de estratégias de conservação para a espécie. Primeiramente, para que melhores ações para conservação da espécie sejam indicadas, é necessário o conhecimento dos seus habitats de ocorrência. Para isso, realizamos a Modelagem de Distribuição de Espécies – MDE, para *G. doellii* no Quadrilátero Ferrífero (Capítulo 1), onde a espécie aparece listada em três processos de licenciamento ambiental de empreendimentos minerários. Através dessa investigação, temos como objetivo identificar áreas potenciais com maior adequabilidade de hábitat, para prospecção de populações, de forma a subsidiar estratégias de conservação para a espécie e o cumprimento de condicionantes de licenciamento ambiental. Com o objetivo de direcionar a conservação e manejo da diversidade genética de *G. doellii*, no Capítulo 2, apresentamos a análise de diversidade genética, usando marcadores AFLP (Polimorfismo de Comprimento de Fragmentos Amplificados). Através desta análise é possível avaliar as ameaças a espécie em relação a diversidade genética e direcionar estratégias de conservação da diversidade genética da espécie. O conhecimento da diversidade genética ao longo das populações, facilita a captura direcionada de diversidade genética, para a conservação *ex situ*, o que será importante para futuros programas de translocação *in situ*. Em vista da necessidade de conservação *ex situ*, é que no Capítulo 3 desenvolvemos protocolos de propagação por sementes, para maior sucesso da formação de coleções *ex situ*. Isto atende a necessidade de empresas extratoras de recursos naturais, para a compensação ambiental pela supressão da espécie ameaçada. Estes protocolos de propagação, facilitarão os esforços de translocação *in situ* através do fornecimento

contínuo de mudas. Dessa forma, as três abordagens metodológicas realizadas de forma sistemática neste trabalho, colaboram juntamente para subsidiar ações de conservação para *G. doellii*. Este estudo serve como modelo para outras espécies categorizadas como ameaçadas de extinção, pois demonstra a utilidade de uma abordagem multidisciplinar para conservação *ex situ* e atividades *in situ*. Com os resultados obtidos, concluímos que áreas protegidas, com alta adequabilidade de hábitat, são favoráveis para prospecção de populações e para a translocação direcionada de mudas. Ao encontrar mais populações será possível capturar maior amplitude de diversidade genética ao longo das populações. Dessa forma, será possível produzir mudas com diversidade genética conhecida, e direcionar esta diversidade nas translocações *in situ*, de acordo com a necessidade de manejo em cada população. Por meio de sementes, as mudas são melhor produzidas através de tratamentos prévios em câmara de germinação e procedimentos descritos nos protocolos de propagação e micropropagação definidos neste trabalho. Finalmente, este estudo contribui para a Sustentabilidade Ambiental e Responsabilidade Social de empresas extratoras de recursos naturais, especialmente no setor minerário, através do subsídio científico para mitigação e compensação de danos à biodiversidade.

Prospecção e Conservação de *Gymnopogon doellii* (Poaceae), espécie criticamente ameaçada

1. INTRODUÇÃO

O status de conservação da biodiversidade, desde os séculos passados, até os dias atuais, é de aumento na extinção de espécies, devido principalmente a perda de hábitat e mudanças climáticas (Valient-Banuet *et al.*, 2015; Oliver *et al.*, 2016). Em vista disso, houve crescente apelo para a proteção de espécies ameaçadas de extinção, o que culminou na criação de organizações e convenções para estabelecer os compromissos de países signatários e as metas para conservação da biodiversidade. Estas metas foram estabelecidas na Convenção sobre Diversidade Biológica/CDB, que inclui a proteção da diversidade vegetal através da Estratégia Global para Conservação de Plantas (UNEP, 2002), com o Brasil atualmente signatário.

Sendo o Brasil o país mais biodiverso, se atribui a ele grande responsabilidade para conservação de suas espécies endêmicas, especialmente as ameaçadas (MMA, 1998; Forzza *et al.*, 2012). Contudo, para o cumprimento das metas de conservação, é necessário o estabelecimento de estratégias de conservação, que utilizem bases científicas de estudos da flora endêmica, que para alcançar esses objetivos, devem considerar a biologia e o contexto socioambiental em que as espécies ameaçadas estão inseridas (Clark e Wallace, 2002; Comizzoli, 2019). Este contexto de forma geral está associado à explosão demográfica humana, que tem aumentado a necessidade de exploração de recursos ambientais (Ulucak e Khan, 2020) e assim tem afetado as espécies, levando-as a ameaças de extinção (Martinelli e Moraes 2013).

A exploração ambiental condiciona benefícios sociais de crescimento econômico nacional, geração de produtos e empregos. O mesmo ambiente que é degradado com a extração de recursos naturais, igualmente apresenta interesse da sociedade nos serviços e recursos fornecidos pela biodiversidade. Contudo, quando as ações de exploração de recursos ambientais não levam em conta a proteção das espécies, os prejuízos sociais são de perda dos benefícios que a biodiversidade fornece, como serviços ecossistêmicos (Isbell *et al.*, 2015), fonte de recursos genéticos (Ten Kate e Laird, 2019) e qualidade de vida (Almond *et al.*, 2020).

A vegetação é fator importante na proteção de cursos de água (Menino *et al.*, 2012), purificação do ar, manutenção do clima, dentre outros benefícios advindos de serviços ecossistêmicos (Pearlmutter *et al.*, 2017). Como fonte de recursos genéticos, nas vegetações conservadas, se encontram os parentes silvestres das plantas cultivadas, que são usadas no melhoramento genético, impactando a qualidade dos alimentos consumidos pela sociedade (Börner, 2006). Além disso, a diversidade vegetal fornece

recursos genéticos para produção de fármacos e produtos presentes no cotidiano (Oldfield *et al.*, 1984; Sarr *et al.*, 2008).

Apesar da importância da exploração ambiental e da conservação da biodiversidade, existe certa dificuldade em conciliar estes dois elementos importantes para sociedade (Harris, 2003; Shoreman-Ouimet e Koprina, 2015). No Brasil existem limitações na execução de estratégias de conservação devido, por exemplo, a problemáticas relacionadas ao pouco engajamento político e social em favor da proteção do meio ambiente, sendo um reflexo da limitação de conhecimento da sociedade a respeito da sustentabilidade ambiental (Martins *et al.*, 2017). Além disso, essa falta de engajamento sócio-político reflete nos baixos investimentos para se executar estratégias de conservação em âmbito nacional (Waldron *et al.*, 2017).

Em meio a tentativas de conciliação das intervenções ambientais para obtenção de recursos de forma sustentável, as ações para conservação da diversidade de plantas podem ser através da garantia da sua proteção *in situ*. Esta se dá através de proteção integral e manejo sustentável em Unidades de Conservação (UCs) (Heywood, 2005, 2015). Outra forma de proteção é através da captura de diversidade direcionada à conservação *ex situ* (Scarascia-Mugnozza e Perrino, 2002; Engelmann e Engels, 2002; Griffith *et al.*, 2021).

Para espécies ameaçadas, essas ações estão estabelecidas nas metas da Estratégia Global para Conservação de Plantas, onde destacamos a META 8: que determinou até 2020, que 75% das espécies ameaçadas, pertencentes a toda flora mundial, estivessem conservadas em coleções *ex situ* e pelo menos 20% destas sejam utilizadas em programas de recuperação de habitats (Costa e Bajgielman, 2016). Tem sido demonstrado que o Brasil não cumpriu as metas, possuindo apenas 20% das espécies da sua flora ameaçada representada em coleções *ex situ*, e menor quantidade ainda destas espécies estão suficientemente estudadas para serem utilizadas em programas de recuperação de habitats (Martins *et al.*, 2017). Buscando mudar este cenário, está sendo elaborada pelo Centro Nacional para Conservação da Flora (CNCFLORA), a Estratégia Nacional para Conservação *Ex situ* (CNCFlora, 2024a).

Mediante iniciativas como essa de cumprir as metas globais, em âmbito nacional, deve haver uma maior execução de estudos com espécies ameaçadas endêmicas, que possam colaborar com estratégias de conservação *in situ* e *ex situ*. Nesse meio, é que os estudos de Biologia da Conservação condicionam análises e resultados biologicamente e ecologicamente aceitáveis para desdobrar em estratégias de conservação de espécies ameaçadas (Groves *et al.*, 2002; Abeli *et al.*, 2020).

Além do cumprimento das metas, estes estudos trazem novas perspectivas de sustentabilidade, ao tornar possível que a extração de recursos naturais tenha suporte científico para execução de medidas mitigadoras e compensatórias dos impactos sobre a biodiversidade afetada (Gonçalves *et al.*,

2015; Tallis *et al.*, 2015; Julien *et al.*, 2022). Além disso, esses estudos possibilitam mais rápida a execução dessas medidas mitigadoras e compensatórias, pois, uma vez gerados os protocolos e estratégias de conservação, é ultrapassada a etapa de investigações prévias (Brundu *et al.*, 2020).

Diversos trabalhos podem servir para guiar estratégias de conservação *ex situ* e *in situ* da flora (Raven, 2004; Commander, 2018; Van Rossum e Yenson, 2022), bem como estudos de caso que podem ser usados como modelos para serem aplicados em outras espécies (Werden *et al.*, 2020; Marler *et al.*, 2021) e executados em estratégias nacionais de conservação (Mill e Hall, 2002).

Quando se trata da flora ameaçada do Brasil, há uma carência de estudos que aplicaram abordagens sistemáticas que possam servir como modelo ou estudos de caso, que proporem e executaram estratégias de conservação de espécies ameaçadas. Do ponto de vista social e político, quando trabalhos acadêmicos geram resultados práticos que favorecem a conciliação da exploração ambiental com a conservação, demonstram a efetividade do investimento na pesquisa da conservação. Outro benefício desses trabalhos de conservação, é que após a divulgação desses resultados à sociedade, é gerado maior engajamento na causa ambiental e maior incentivo a ações de conservação.

Para que as medidas mitigatórias e compensatórias sejam efetivas e melhor direcionadas na conservação de espécies ameaçadas, os estudos prévios devem buscar identificar as condições *in situ*, comportamento, o ambiente e nicho ecológico que garantem a sobrevivência das espécies-alvo (Noss *et al.*, 1997; López-Jurado *et al.*, 2019; Sosinski *et al.*, 2019; Chandra *et al.*, 2021; Naujokaitis-Lewis, 2021). Além disso, as investigações devem buscar encontrar os fatores críticos (gargalos) que afetam as espécies ameaçadas, levando-as ao risco de extinção, para que assim sejam tomadas medidas direcionadas e rápidas na execução das ações de conservação das espécies (Aronne, 2017).

Uma recente proposta que pode gerar importantes implicações para conservação de espécies ameaçadas, é denominada análise SHARP (Systematic Hazard Analysis for Rare and Endangered Plants), que direciona a verificação de possíveis gargalos (perigos) ao longo do ciclo de vida das plantas ameaçadas (Aronne, 2017). Esta análise multidisciplinar propõe a observação passo a passo das etapas que podem ser críticas na manutenção do número de indivíduos nas populações. As investigações podem passar pelo levantamento da demografia das populações, diversidade genética e pelos estádios reprodutivos. Podem ser realizadas investigações da presença de gargalos para a espécie-alvo na sua propagação, tal qual: A planta floresce normalmente? A fecundação é realizada de forma a produzir quantidade razoável de sementes? Se forem verificados que estes não são os gargalos para a propagação da espécie, outras investigações devem ser realizadas na germinabilidade, viabilidade das sementes e no recrutamento de indivíduos. Abordagens semelhantes a esta análise sistemática podem favorecer as investigações e ações de conservação para que sejam melhor

direcionadas ao problema particular da espécie ameaçada sem a necessidade de extensivos levantamentos de dados (Cook *et al.*, 2010).

Modelagem de Distribuição de Espécie como ferramenta para subsidiar conservação

Para subsidiar estratégias de conservação, um levantamento prévio fundamental em análises sistemáticas de riscos de espécies ameaçadas, é o entendimento do nicho ecológico, pois condições ambientais dos habitats de ocorrência, são fatores determinantes na sua distribuição geográfica (Lau *et al.*, 2008; Rossetto *et al.*, 2008; Ferreira e Boldrini, 2011; Jain *et al.*, 2014; Lannuzel *et al.*, 2021). Por mais que a planta produza grande quantidade de propágulos viáveis, a disponibilidade de sítios adequados para sua recepção é decisiva para determinar o recrutamento de indivíduos, sobrevivência e viabilidade da população (Eriksson e Ehrlén, 1992; Calviño-Cancela, 2007; Yates *et al.*, 2011; Commander *et al.*, 2020).

Para esta investigação do nicho ecológico fundamental das espécies (Silvertown, 2004; Peterson e Soberón, 2012), a modelagem de nicho/modelagem de distribuição de espécies (MDE) é uma ferramenta que fornece estas informações importantes para direcionar as estratégias de conservação de espécies ameaçadas e pouco estudadas (Elith, 2017; Fois *et al.*, 2018). A MDE direciona a identificação de locais com alta adequabilidade de hábitat, o que é importante no caso da prospecção de populações (Williams *et al.*, 2009; Menon *et al.*, 2010). Encontradas as regiões onde há mais populações, podem ser assim indicadas as áreas prioritárias para conservação, quando empreendimentos afetem populações da espécie em questão (Qu *et al.*, 2019; Zwiener *et al.*, 2017).

A projeção das áreas altamente adequadas, revela sítios adequados para translocação (por ex. reintrodução), favorecendo o cumprimento da META 8 da estratégia global, no que diz respeito ao uso de espécies ameaçadas na recuperação de habitats (Martinez-Meyer *et al.*, 2006). Além disso, a MDE pode ajudar também a minimizar os efeitos da exploração ambiental e mudanças climáticas sobre a biodiversidade, através da proteção ou manejo sustentável de áreas projetadas com alta adequabilidade de hábitat no presente e futuro (Ramirez-Villegas *et al.*, 2014; Amici *et al.*, 2015).

Análise de diversidade genética como subsídio para conservação

Para a conservação de espécies ameaçadas, é importante o conhecimento da distribuição da diversidade genética nas populações (Frankham *et al.*, 2009), pois fatores genéticos, como baixa diversidade, são decisivos no processo de extinção (Spielman *et al.*, 2004). A investigação da diversidade genética é uma ferramenta para identificar áreas prioritárias para conservação ao longo da distribuição das populações (Moritz, 1994; Hoffmann *et al.*, 2008) e quando somada às abordagens de MDE, subsidiam estratégias de conservação (Vieira *et al.*, 2020; Morales-Nieto *et al.*, 2022).

O conhecimento da distribuição de diversidade genética da população global de determinada espécie-alvo, direciona a captura de diversidade que será conservada *ex situ* e necessária a ser translocada *in situ* (Holtsford e Hancock, 1998), bem como dá suporte para o manejo das plantas em meio a exploração ambiental (Morales-Nieto *et al.*, 2022). Esse suporte, deve ser de forma rápida, para que projetos de conservação *ex situ* e *in situ* sejam exequíveis em tempo hábil, a fim de conseguir atender a urgência da proteção da diversidade genética (Hmeljevski *et al.*, 2011). Além disso, as análises devem ser de baixo custo para que sejam exequíveis. Considerando isso, análises com marcadores AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism) são eficientes para os fins de direcionamento da captura e manejo da diversidade genética (Mueller e Wolfenbarger, 1999; Garcia *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2016).

Geração de protocolos de propagação ex situ para a conservação

Os conhecimentos das condições de nicho ecológico, diversidade genética, darão suporte para as estratégias de propagação *ex situ* e *in situ*, respondendo às perguntas como “o quê propagar?” e “onde propagar?” porém, é necessário responder à questão: “como propagar?” Sabe-se que plantas raras ou ameaçadas de extinção apresentam restrição de hábitat, mostrando ser sensíveis e de difícil propagação quando em condições diferentes das presentes em seus sítios de ocorrência (Guerrant, 1996; Kriebitzsch *et al.*, 2013).

Nessa dificuldade de propagação, é que empresas extratoras de recursos naturais, enfrentam o problema de cumprir a obrigação legal de mitigação e compensação ambiental durante resgate e multiplicação da diversidade de espécie ameaçadas afetadas. A Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente n.º 2, de 10 de julho de 2015, direciona atenção especial à proteção de espécies ameaçadas. Estabelece que para obtenção de licença de exploração, com autorização para supressão de vegetação, a empresa deve garantir a compensação da supressão de indivíduos, sendo uma das alternativas o resgate das plantas para viveiro (conservação *ex situ*). Contudo, nessas ações de resgate e translocações, a perda de indivíduos de espécies ameaçadas pode ser grande se não forem usadas técnicas específicas de propagação *ex situ* (Godefroid *et al.*, 2011; Commander *et al.*, 2018; Silcock *et al.*, 2019).

Sobretudo, é de interesse também de jardins botânicos, que realizam a propagação de espécies ameaçadas para salvaguardar sua diversidade genética, que existam novas técnicas e protocolos de propagação que tornem essas ações de conservação mais eficientes (Martins *et al.*, 2017; Commander *et al.*, 2018).

O estabelecimento de bancos de mudas com fornecimento consistente de mudas saudáveis exige a criação de estratégias e protocolos de propagação específicos para cada espécie. No entanto, tais

informações permanecem limitadas no contexto de espécies ameaçadas (Hussain *et al.*, 2012; Schrage e Dilley, 2020). Para superar as dificuldades, o desenvolvimento de protocolos de propagação, através de técnicas baseadas na formação de mudas em câmaras de germinação e técnicas de micropropagação, fornece alternativas para a conservação *ex situ* (George *et al.*, 2008; Pathak e Abido, 2014).

O desenvolvimento de protocolos de propagação por sementes é particularmente importante para a conservação e manutenção da diversidade genética, através da reintrodução de mudas (Kell *et al.*, 2008; Abeli *et al.*, 2020). Portanto, estudos de germinação são necessários para espécies ameaçadas de extinção, com limitações na produção de mudas, buscando superar dificuldades relacionadas a sua sobrevivência e multiplicação no procedimento de Resgate de Flora (Mendonça *et al.*, 2007; Mendonça, 2013; Paulo *et al.*, 2023).

Espécie-alvo do trabalho

Gymnopogon doellii Boechat & Valls (Boechat e Valls, 1990a) (Figura 1) pertence a família Poaceae, que é a terceira maior família de plantas com flores, são cosmopolitas e estão estimadas em aproximadamente 11.506 espécies (Soreng *et al.*, 2017). No Brasil, ocorrem cerca de 225 gêneros e 1.493 espécies, 498 das quais são endêmicas (Flora do Brasil 2020). Grande parte dessas espécies ocorrem em formações vegetais abertas, tal como Cerrado, e têm grande representatividade nas regiões Centro-Oeste e Sudeste (Filgueiras *et al.*, 2015).

As gramíneas tem alta importância ecológica e econômica. Essas plantas são destaque na alimentação de animais e na dieta humana, além de dominarem vários ecossistemas, sendo importantes na cobertura do solo e colonização primária dos ambientes (Gibson, 2009). Algumas estimativas indicam que aproximadamente um terço da cobertura vegetal do planeta seja composta por estas plantas (Rúgolo de Agrasar e Puglia, 2004). A sua capacidade de sobrevivência, produtividade em ambientes com condições extremas e utilidade para recuperação de áreas degradadas, faz de Poaceae uma família largamente estudada no mundo inteiro (Hodkinson, 2018).

O gênero *Gymnopogon* P. Beauv. ocorre na América do Sul, América Central, América do Norte e Sudeste Asiático, sendo composto por 14 espécies, das quais sete são encontradas no Brasil (Boechat e Valls, 1990b; Cialdella e Zuloaga, 2011). As espécies são megatérmicas, preferindo solos arenosos e secos, embora algumas como *G. burchellii* (Munro ex Döll) Ekman e *G. fastigiatus* Nees



Figura 1 – *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls. A. Planta viva *in situ*. B. Exsicata da espécie.

possam ocorrer em áreas úmidas, como em campos naturais baixos e mesmo em pântanos e planícies de inundação (Cialdella e Zuloaga, 2011).

Dentre as gramíneas, 67 espécies entraram para a atual Lista de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2014), na qual *G. doellii*, é classificada como Criticamente em Perigo, e também na Lista das Espécies da Flora Ameaçada de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2000) e no Livro Vermelho da Flora Ameaçada (Martinelli e Moraes, 2013). Contudo esta avaliação do status de ameaça foi feita com base nos registros de populações apenas dos estados do Distrito Federal e Goiás (Martinelli e Moraes, 2013), não considerando a localidade tipo, os registros no Quadrilátero Ferrífero, Lavras e Poços de Caldas, todos estes em Minas Gerais. Esta espécie é nativa e restrita ao Cerrado nos estados de Minas Gerais, Goiás e Distrito Federal, sendo neste último de ocorrência rara, com a maioria das populações registradas no Parque Nacional de Brasília (Boechat e Valls, 1990a; Filgueiras, 1991; SpeciesLink, 2024). Em Minas Gerais é citada maior ocorrência no Quadrilátero Ferrífero (Mendes *et al.*, 2013; Vinicius-Silva *et al.*, 2020; Paulo *et al.*, 2023).

Gymnopogon doellii, se diferencia das outras gramíneas na vegetação, pelo hábito e morfologia semelhante a de uma pequena taquara (gramíneas Bambusoideae), com folhas laceoladas agudas, cuja nervura central não é perceptível (Boechat & Valls 1990a,b; Cialdella e Zuloaga, 2011). No estudo de Smith (1968), nos Estados Unidos está a referência às espécies pertencentes ao gênero com o nome

comum de “skeleton grass” (capim-esqueleto), devido a semelhança ao formato de tórax das sinflorescência racemosas, que em *G. doellii*, diferentemente de outros *Gymnopogon* nativos do Brasil, apresenta os eixos secundários quase ou perpendiculares ao eixo principal, quando está totalmente expandida e madura (Boechat & Valls 1990a,b; Cialdella e Zuloaga, 2011). Outra característica visual que auxilia na identificação de *G. doellii* se confundido com outras espécies do gênero, são os colmos vigorosos e roliços (Valls, 2024, comunicação pessoal)

Gymnopogon doellii teve registro de coleta pela primeira vez em Lagoa Santa, MG, em 1864. No Distrito Federal, o primeiro registro de coleta foi em 1895 e no estado do Goiás em 1965. Mais coletas foram realizadas no DF de 1981 a 1989, e um grande esforço subsequente de coleta nessas mesmas localidades levou à pressuposição de que as populações da espécie estavam desaparecendo (Boechat e Valls 1990a).

Outras ocorrências foram registradas em 1990, em Brasília: uma no Parque Nacional de Brasília e outra na fazenda Sucupira. Uma grande e satisfatória notícia veio em 2013, quando uma ocorrência foi registrada em Itabirito, MG, e também em 2015. Mais recentemente, outros registros surgiram em Itabirito: em 2017, no Sinclinal Serra da Moeda e em 2018 na Reserva Particular do Patrimônio Natural Córrego Seco. Por fim, dois novos registros, em 2018, em Rio Acima, MG, em propriedade da Vale S.A. – Fazenda Retiro José Pereira e em 2021 ao longo de estrada municipal.

Mediante esses registros de ocorrência, é observado que *G. doellii* apresenta grande disjunção de ocorrência, cerca de 700 km (Figura 2), entre as populações do Centro-Oeste e do Quadrilátero Ferrífero. Em razão disso, essa espécie apresenta-se com situação peculiar de status de conservação e distribuição geográfica que precisa ser revista. Além disso, essas informações atualizadas, serão importantes para que o Centro Nacional de Conservação da Flora atualize as informações do status de conservação da espécie, pois a avaliação atual não considera os registros de Minas Gerais (CNCFlora, 2024b).

Uma das formas de revisão das ocorrências é a procura em herbários de outros possíveis registros errôneos de espécies do gênero, ou apenas registros definidos como *Gymnopogon* sp. Como exemplo, de forma interessante, análises prévias de modelagem de nicho nos levaram a localizar um registro de *G. doellii* de Matthes 688, atribuído até então somente para o gênero, em Poços de Caldas, MG, uma região nunca antes pensada para sua ocorrência. Igualmente achamos registros antigos da espécie em Lavras-MG, outra região desconhecida para a ocorrência da espécie. Interessante o registro de Chase 8834, porque ela sugere como tipo para uma nova espécie, que até então estava atribuída como *G. rigidus*, assim como o registro de Warming s/n (B 10 0367060), o que posteriormente seria redefinido como *G. doellii* (Boechat e Valls, 1990a). Este trabalho de revisão dos registros de ocorrências está disponível em Paulo *et al.* (2023), e estão dispostos na Tabela 1.

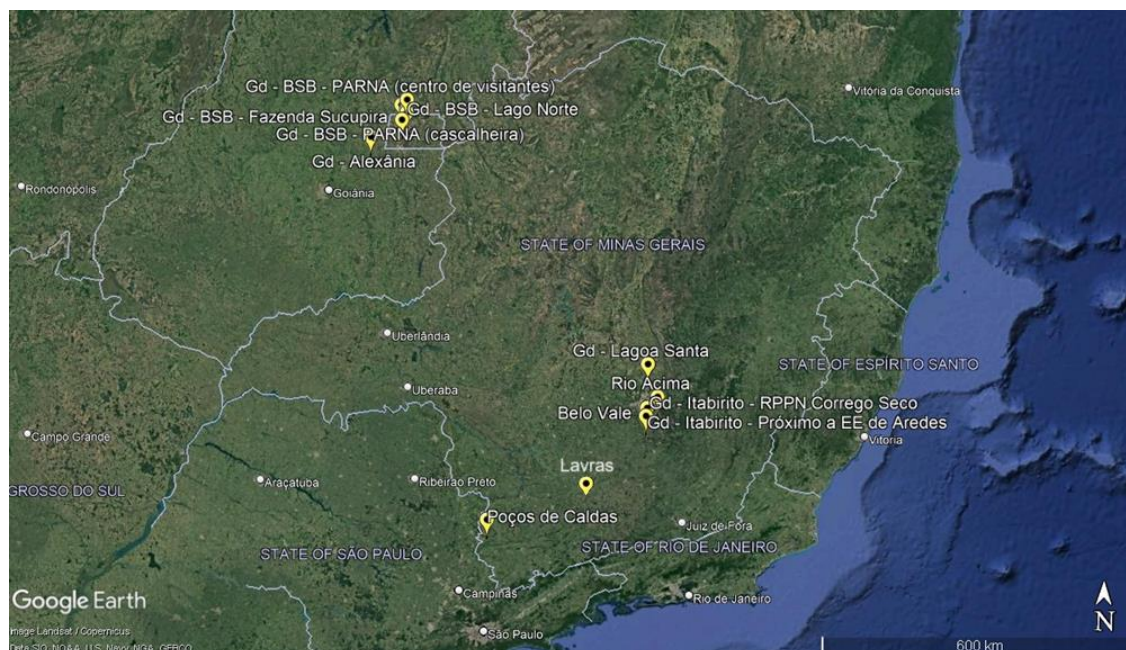


Figura 2 – Registros de ocorrência (pinos amarelos) de *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls, mostrando a disjunção de ocorrência entre as populações de Minas Gerais e do Centro Oeste.

Outra forma de conhecimento da ocorrência da espécie, pode ser a prospecção de populações *in situ*. No Centro-Oeste, nossas buscas em locais registrados para ocorrência no passado, sem sucesso, têm levado a especular que esta espécie está perdendo suas populações rapidamente, principalmente devido a agropecuária e especulação imobiliária. Mediante isso, torna-se cada vez mais necessárias a prospecção de novas populações, a fim de indicar estratégias de conservação em suas áreas de ocorrência, antes da supressão de populações.

Cerrado e Quadrilátero Ferrífero: ameaças e conservação

Representando 20% do território do Brasil, o Cerrado é o segundo maior Domínio Fitogeográfico do país e da América do Sul, tendo perdido mais de 75% de sua vegetação original (Eiten, 1982; Dias, 1992; Coutinho *et al.*, 2002), que é predominantemente campestre e arbustiva, com uma grande variedade de fisionomias (Veloso *et al.*, 1992; Ribeiro e Walter 1998; Borghetti *et al.*, 2019). Os solos do Cerrado, tipicamente antigos e lixiviados, sistemas radiculares altamente desenvolvidos de suas espécies nativas, são fatores fundamentais para a absorção em massa de água, que faz do Cerrado um berço de importantes rios da América do Sul, onde encontram-se as nascentes das três maiores bacias hidrográficas do continente: Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata (MMA, 2017). Apesar dessa

Tabela 1 – Registros de ocorrência de *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls

Coletor(es) e números	Herbários	Origem	Data
Warming s/n (B 10 0367060)	B, US, W	MG, Lagoa Santa	XX/1864
Glaziou 22573 ^a	P	DF, Brasília, campo de Vicente Pires	03/1895
Chase 8834	US	MG, Lavras	03/1925
Elcias s/n	ESAL	MG, Lavras	XX/1943
Clayton 4285	K, NY, UB, US	GO, Alexânia	02/1965
Matthes 688	CEN, UEC	MG, Poços de Caldas	01/1981
Heringer <i>et al.</i> , 6336	IBGE	DF, Brasília	02/1981
Valls & Bianchetti 12095	CEN	DF, Brasília	03/1989
Filgueiras & Araújo 1803	CEN, IBGE	DF, Brasília	06/1989
Martins 7	IBGE	DF, Brasília	03/1994
Oliveira & Martins 266	CEN	DF, Brasília	04/1994
Bianchetti & Batista 1516	CEN	DF, Brasília	04/1998
Fonseca <i>et al.</i> , 3355	IBGE	GO, Alexânia	03/2002
Martins s/n (CEN 64736)	CEN	DF, Brasília	05/2007
Meyer & Mendes 3001	BHCB	MG, Itabirito	01/2013
Brina s/n (BHCB 181849)	BHCB	MG, Itabirito	01/2015
Meyer & Paula 3029	BHCB	MG, Itabirito	03/2017
Meyer, Brina & Mendes 3127	CEN, BHCB	MG, Rio Acima	01/2018
Quaresma 857	CEN	MG, Itabirito	05/2018
Valls & Paulo 17033	CEN	GO, Alexânia	04/2019
Valls et al 17058	CEN	DF, Brasília	02/2020
Martins 3399	CEN	DF, Brasília	02/2021
Paulo s/n (CEN 117640)	CEN	MG, Rio Acima	05/2021

importância, o Cerrado possui apenas 8% de sua área sobre proteção integral, o que representa a menor área de proteção dentre os 34 *hotspots* do planeta (MMA, 2017).

A importância de preservação de espécies do Cerrado, se dá principalmente por ser a savana mais biodiversa do mundo para vários grupos da biota. Apresenta alto grau de endemismo (45%) e a diversidade de plantas chega a mais 12 mil espécies (Myers *et al.*, 2000; Zachos e Habel, 2011; Flora do Brasil 2020).

A conservação do Cerrado, bem como de sua vegetação, é um grande desafio, principalmente devido à expansão agropecuária da região Centro-Oeste do Brasil. Para *G. doellii*, bem como outras espécies nativas, a principal ameaça à perda de hábitat na região central do Cerrado se dá pelas atividades agropastoris, especulação imobiliária e presença de gramíneas invasoras tal como *Melinis minutiflora* P. Beauv. e *Brachiaria decumbens* Stapf (Pivello *et al.*, 1999; Zanin, 2009; Martinelli e Moraes, 2013).

Uma evidência que exemplifica o que está ocorrendo com *G. doellii* no Cerrado Central, se deu quando observamos a supressão de vegetações de Cerrado no município de Alexânia, Goiás. O registro de 1965 (Clayton 4285) relatou a ocorrência da espécie em uma área onde hoje foi construído um condomínio. Quando observamos imagens do passado (Figura 3A-C), verificamos um crescente número de condomínios e formação de pastagens na região, principalmente nos últimos 15 anos. Foi quando em 2019 fomos em busca da espécie em áreas nas redondezas do registro de ocorrência em Alexânia, e foi encontrado apenas um indivíduo jovem da espécie (Valls & Paulo 17033). Foi quando em 2021 que esta mesma localidade teve vegetação nativa de Cerrado totalmente suprimida (Figura 3D).

O Quadrilátero Ferrífero é localizado no extremo sul da Cadeia do Espinhaço (Fernandes-Filho *et al.*, 2022). Apresenta uma flora altamente diversa e endêmica, potencializada pela distribuição restrita e insular, bem como o posicionamento na transição entre os *hotspots* Mata Atlântica e Cerrado, distribuída em um mosaico de formações vegetais presentes em diversos tipos de solos, especialmente em afloramentos de minério de ferro - cangas (Salgado e Carmo, 2015). Esta região possui uma importância biológica especial, devido a sua raridade ambiental (Drummond *et al.*, 2005), considerada uma das áreas prioritárias para conservação de Minas Gerais (Jacobi *et al.*, 2007; Viana e Lombardi, 2007; Jacobi e Carmo, 2008; Vasconcelos e Rodrigues, 2010).

O Quadrilátero Ferrífero é alvo de degradação de áreas, principalmente devido a aberturas de cavas para exploração de minério de ferro (Jacobi e Carmo, 2008; MME, 2009; Carvalho Filho *et al.*, 2011). A extração de minério das reservas naturais, sem o viés da sustentabilidade e fiscalização de riscos ambientais, gera tragédias como as ocorridas no rompimento das barragens em Mariana e



Figura 3 – Áreas nativas de Cerrado no município de Alexânia, Goiás. Mostrando o aumento da especulação imobiliária e supressão da vegetação. A. Ano de 2007. B. Ano de 2012. C. Ano de 2022. D. área da Figura C ampliada mostrando a vegetação suprimida onde, em 2019, foi coletada e registrada a ocorrência de *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls.

Brumadinho, onde, além das perdas humanas e sociais, comunidades biológicas são grandemente afetadas (Fernandes *et al.*, 2016). Dessa forma, a legislação ambiental deve ser mais rigorosa para com essas empresas extratoras, de forma a evitar estas tragédias sociais. Para a biodiversidade, contamos com dispositivos legais para a proteção da mesma, bem como para mitigação e compensação dos impactos ambientais gerados por empreendimentos para extração dos recursos naturais.

Contudo, tal qual a proteção da biodiversidade deve ser garantida, igualmente o crescimento econômico é uma necessidade social e de interesse da nação. Segundo Wagner *et al.* (2002), o setor minerário, no ano 2000, representou 8,5% do PIB do Brasil, ou seja, US\$ 50,5 bilhões, gerando 500.000 empregos diretos e um saldo na balança comercial de US\$ 7,7 bilhões, além de um crescimento médio anual de 8,2% no período de 1995 a 2000.

Em vista destas frentes de degradação ambiental que estão afetando as espécies nativas tal qual *G. doellii*, há a necessidade de conciliação dos interesses de conservação da biodiversidade e crescimento econômico. Neste sentido, para a espécie-alvo, este estudo tem como um dos principais desdobramentos, o subsídio científico para estratégias de conservação, compensação e mitigação dos efeitos de perda de indivíduos, populações e diversidade genética, devido a atividades extratoras de recurso naturais.

2. OBJETIVOS

Objetivo geral:

Definição e subsídio de estratégias de conservação *ex situ* e atividades *in situ* para *Gymnopogon doellii*.

Objetivos específicos:

- Modelagem de Distribuição de *Gymnopogon doellii*;
- Avaliação da diversidade genética em populações da espécie;
- Desenvolvimento de protocolos de propagação *ex situ*;
- Análise de gargalos/ameaças às populações da espécie;
- Subsídio científico de ações para compensações ambientais exigidas em licenciamentos ambientais relacionados à espécie.

3. METODOLOGIA GERAL DO TRABALHO

A concepção das abordagens metodológicas desta Tese é originária no Programa de Prospecção e Conservação de *Gymnopogon doellii*. Este programa foi elaborado como proposta de compensação pela supressão de indivíduos de espécies não arbóreas no empreendimento minerário da Gerdau Açominas S.A., constante no processo COPAM nº 01776/2004/026/2017 – Projeto Mina Várzea do Lopes Leste-Norte (SISEMA, 2024). Este Programa contou com a participação de uma equipe de ambientalistas dos órgãos licenciadores, prestadores de serviços ambientais e pesquisadores especialistas (Figura 4).

A abordagem metodológica SHARP (Figura 5) serviu de guia para condução da metodologia geral deste trabalho, que se dá ao longo dos capítulos, buscando apresentar soluções para a conservação de *G. doellii* mediante os principais gargalos que podem afetar a espécie (Aronne, 2017). Com isso, de forma sistemática, são fornecidos subsídios mais direcionados para o atendimento das condicionantes de licenciamento ambientais relacionadas ao Programa de Prospecção e Conservação de *Gymnopogon doellii*.

Seguindo o passo a passo da análise SHARP, nossas observações prévias, verificaram que *G. doellii* não apresenta limitação na propagação vegetativa/clonal, quando a planta adulta está bem estabelecida. Desta forma, a investigação foi em relação à diversidade genética. Com a produção constante de clones, a autofecundação pode favorecer a baixa diversidade genética, diminuindo a viabilidade populacional devido à depressão endogâmica e condução a um vórtex de extinção (Gilpin

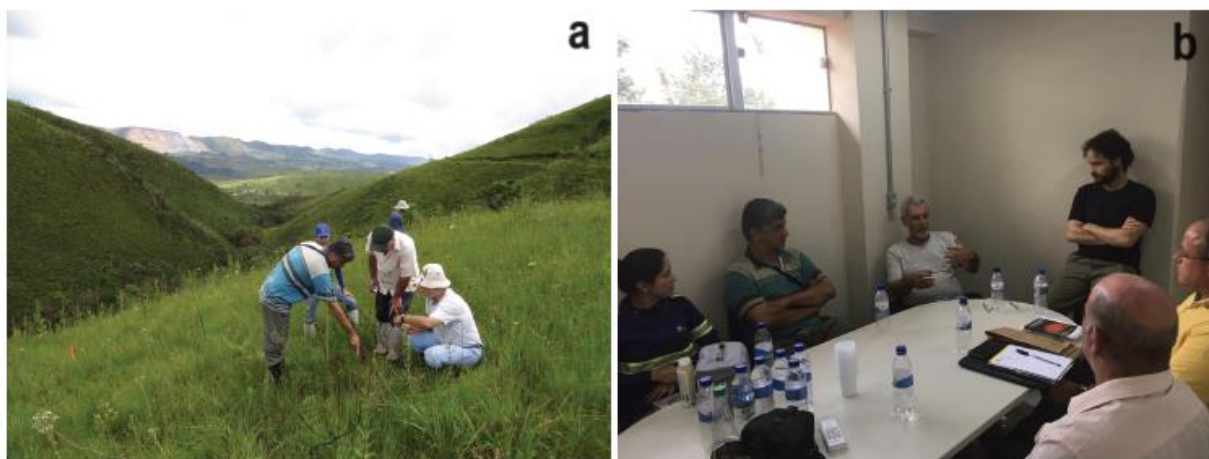


Figura 4 – A) Visita de campo realizada no dia 05/04/2018 com a presença dos Drs. Carlos Romero Martins e José Francisco Valls. B) Momento de discussões promovido no dia 05/04/2018 na Unidade de Pesquisa e Inovação em Campos Rupestres Ferruginosos da Gerdau. Foto: Marília Mendes.

e Soulé, 1986). Portanto, tendo conhecimento dos índices de diversidade genética, podem ser melhor guiadas as ações de manutenção de diversidade genética (Volis e Blecher, 2010; Whitlock *et al.*, 2016).

Em relação a reprodução sexuada, nossas observações, junto aos trabalhos de Carmona *et al.* (1997) e Martins *et al.* (2022) demonstraram que *G. doellii* não apresenta limitação em termos de produção de sementes e germinabilidade. A espécie apresenta dormência, que pode ser facilmente quebrada com temperaturas alternadas, indicando que após a estação seca as sementes estarão quiescentes (Baskin e Baskin, 2014). Em vista disso, nossas investigações se deram para elaboração de protocolos de propagação, buscando garantir a conservação *ex situ* da espécie e subsidiar futuras ações de recomposição de populações da espécie, através de produção mais facilitada de mudas. Além disso, nestes estudos, estaremos avaliando condições para o estabelecimento de sementes de plântulas em vasos de cultivo, nos dando alguma direção das condições para recrutamento da espécie. Contudo deixamos claro que estas análises *in situ* do nicho de germinação e nicho de recrutamento, não são foco deste trabalho. No trabalho de Martins *et al.* (2022) foi contados 287 indivíduos em uma área relativamente pequena e com padrão de distribuição agrupado, semelhante ao encontrado em populações do Quadrilátero Ferrífero (dados não publicados).

Apesar da necessidade de confirmação com mais estudos, a espécie aparentemente não apresenta baixo recrutamento em seus habitats de ocorrência. Contudo, uma investigação prévia necessária e anterior a estes estudos, é a identificação de quais são os habitats mais adequados de ocorrência desta espécie. Pensando nisso, a MDE é uma ferramenta que auxilia no conhecimento dos habitats potenciais para ocorrência da espécie. Mediante esse conhecimento, é possível realizar ações de planejamento territorial para conservação da espécie (Sonter *et al.*, 2018; Julien *et al.*, 2022).

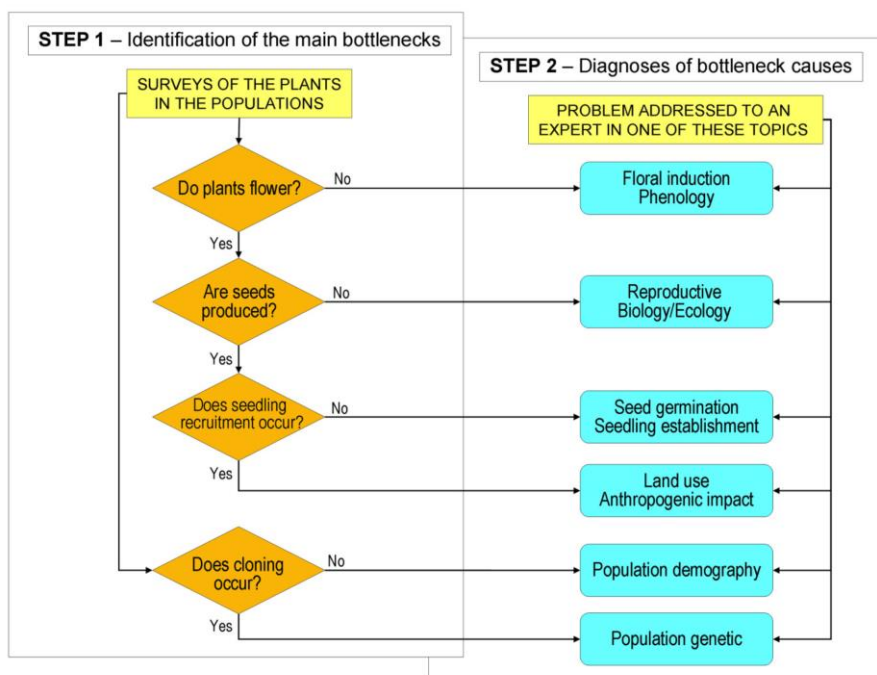


Figura 5 – Análise SHARP (Systematic Hazard Analysis for Rare and Endangered Plants) que direciona a identificação e diagnose de gargalos ao longo do ciclo de vida de plantas raras e ameaçadas (Aronne, 2017).

É neste ponto que se detém o próximo passo da análise SHARP, para direcionar a investigação como o uso da terra e impacto antropogênico afetam os habitats da espécie.

Sendo assim, essas abordagens trabalham de forma complementar no direcionamento de estratégias de conservação de *Gymnopogon doellii* e estão estruturadas em três capítulos desta Tese (Tabela 2). Ao final deste trabalho, trazemos as conclusões sobre as investigações direcionadas pela análise SHARP. Além disso, finalizamos com a indicação das estratégias de conservação e considerações finais.

Tabela 2 – Direcionamento dos capítulos da Tese quanto as abordagens metodológicas para estratégias de conservação de *Gymnopogon doellii*

Abordagem metodológica	Capítulo
Modelagem de Distribuição de Espécies	1
Diversidade genética	2
Sementes e Propagação	3
Conclusões Gerais	4

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- Abeli, T., Dalrymple, S., Godefroid, S., Mondoni, A., Müller, J. V., Rossi, G., & Orsenigo, S. (2020). *Ex situ* collections and their potential for the restoration of extinct plants. *Conservation Biology*, 34(2), 303-313.
- Almond, R. E., Grooten, M., & Peterson, T. (2020). *Living Planet Report 2020-Bending the curve of biodiversity loss*. World Wildlife Fund.
- Amici, V., Eggers, B., Geri, F., & Battisti, C. (2015). Habitat suitability and landscape structure: a maximum entropy approach in a mediterranean area. *Landscape Research*, 40(2), 208-225.
- Anderson, R. P., Lew, D., & Peterson, A. T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological modelling*, 162(3), 211-232.
- Araújo, M. B., & Peterson, A. T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93(7), 1527-1539.
- Aronne, G. (2017). Identification of bottlenecks in the plant life cycle for sustainable conservation of rare and endangered species. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 76.
- Avise, J. C., & Hamrick, J. L. (1996). *Conservation genetics: case histories from nature* (No. 575.17 CON).
- Bachman, S., Moat, J., Hill, A.W., Torre, J. & Scott, B. (2011). Supporting Red List threat assessments with GeoCAT: geospatial conservation assessment tool. *ZooKeys* 150:117-126.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. (2004). *IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment*. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Baskin, C. C., & Baskin, J. M. (2014). *Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination.*, (2nd ed) (Academic Press: San Diego, CA, USA).
- Boechat, S. D. C., & Valls, J. F. M. (1990a). *Gymnopogon doellii* Boechat et Valls (Gramineae: Chloridoideae), espécie crítica da flora brasileira. *Bradea*, 5(28), 313-318.
- Boechat, S. D. C., & Valls, J. F. M. (1990b). O gênero *Gymnopogon* Palisot de Beauvois (Gramineae, Chloridoideae) no Brasil. The genus *Gymnopogon* Palisot de Beauvois (Gramineae, Chloridoideae) in Brazil.) *Iheringia, Bot*, (40), 3-43.
- Börner, A. (2006). Preservation of plant genetic resources in the biotechnology era. *Biotechnology Journal: Healthcare Nutrition Technology*, 1(12), 1393-1404.
- Boyce, M.S. (1997). Population viability analysis: adaptive management for threatened and endangered species. Chapter 11. in *Ecosystem Management: Applications for Sustainable Forest and Wildlife Resources*. M.S. Boyce and A.Haney, eds., Yale University Press.

- Brasil. (2014). *Portaria Nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção”*. D.O.U. v.245, p.110-221.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.
- Brundu, G., Pauchard, A., Pyšek, P., Pergl, J., Bindewald, A. M., Brunori, A., ... & Richardson, D. M. (2020). Global guidelines for the sustainable use of non-native trees to prevent tree invasions and mitigate their negative impacts. *NeoBiota* 61: 65–116.
- Carlisle, J. D., Chalfoun, A. D., Smith, K. T., & Beck, J. L. (2018). Nontarget effects on songbirds from habitat manipulation for Greater Sage-Grouse: Implications for the umbrella species concept. *The Condor: Ornithological Applications*, 120(2), 439-455.
- Carmona, R., Camilo, M. G. B., & Martins, C. R. (1997). Estímulo à germinação em sementes de *Gymnopogon doellii*—uma gramínea ameaçada de extinção. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 9, 125-130.
- Caro, T. M. (2010). *Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Calviño-Cancela, M. (2007). Seed and microsite limitations of recruitment and the impacts of post-dispersal seed predation at the within population level. *Plant Ecology*, 192(1), 35-44.
- Carvalho Filho, A., Curi, N., & Shinzato, E. (2011). Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45(8), 903-916.
- CBD. (2010). *Strategic plan for biodiversity 2011–2020, including Aichi biodiversity targets*. <http://www.cbd.int/sp/targets/default.shtml>. Accessed Jan 2019.
- Chandra, N., Singh, G., Lingwal, S., Jalal, J. S., Bisht, M. S., Pal, V., ... & Tiwari, L. M. (2021). Ecological niche modeling and status of threatened alpine medicinal plant *Dactylorhiza Hatagirea* D. Don in Western Himalaya. *Journal of Sustainable Forestry*, 1-17.
- Cialdella, A. M., & Zuloaga, F. O. (2011). Taxonomic study of *Gymnopogon* (Poaceae, Chloridoideae, Cynodonteae). *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 301-330.
- Clark, T. W., & Wallace, R. L. (2002). Understanding the human factor in endangered species recovery: an introduction to human social process. *Endangered Species Update*, 19(4), 87-94.
- CNCFlora. (2024a). *Centro Nacional de Conservação da Flora - Projetos*. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/projetos/ex-situ>. Acesso em 18 de fevereiro de 2024.
- CNCFlora. (2024b). *Gymnopogon doellii* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Gymnopogon doellii](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Gymnopogon%20doellii)>. Acesso em 1 fevereiro de 2024.

- Commander, L.E., Coates, D., Broadhurst, L., Offord, C.A., Makinson, R.O. and Matthes, M. (2018). *Guidelines for the Translocation of Threatened Plants in Australia (3rd Edition)*, Australian Network for Plant Conservation, Canberra, Australia.
- Commander, L. E., Merino-Martín, L., Elliott, C. P., Miller, B. P., Dixon, K., & Stevens, J. (2020). Demographic, seed and microsite limitations to seedling recruitment in semi-arid mine site restoration. *Plant and Soil*, 457(1), 113-129.
- Comizzoli, P., & Holt, W. V. (2019). Breakthroughs and new horizons in reproductive biology of rare and endangered animal species. *Biology of Reproduction*, 101(3), 514-525.
- Cook, C. N., Hockings, M., & Carter, R. W. (2010). Conservation in the dark? The information used to support management decisions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(4), 181-186.
- Costa, M. L. M., Bajgielman, T., Pereira, T. S., Maurenza, D., Amaro, R., Dalcin, E. C., & Maunder, M. (2016). *Estratégia nacional para a conservação ex situ de espécies ameaçadas da flora brasileira*. Centro Nacional de Conservação da Flora — CNC Flora: Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson, Rio de Janeiro. 24 p.
- Costa, M. L. M., Jackson, P. W., Fernandes, R. A., & Peixoto, A. L. (2018). Conservation of threatened plant species in botanic garden reserves in Brazil. *Oryx*, 52(1), 108-115.
- Costa, R., Pereira, G., Garrido, I., Tavares-de-Sousa, M. M., & Espinosa, F. (2016). Comparison of RAPD, ISSR, and AFLP molecular markers to reveal and classify orchardgrass (*Dactylis glomerata* L.) germplasm variations. *Plos one*, 11(4), e0152972.
- Coutinho, L. M., Miranda, H. S., & Morais, H. C. D. (2002). O bioma do cerrado e o fogo: I- Caracterização. Estudos avançados. Coleção documentos. *Ciências ambientais*, (20), 1-46.
- Dias, B. F. (1992). Alternativas de desenvolvimento dos Cerrados: manejo e conservação dos recursos naturais renováveis. In Alternativas de desenvolvimento dos cerrados: manejo e conservação dos recursos naturais renováveis. *Funatura*, 45(8), 903-916.
- Döll, J.C. (1878). Gramineae II. In: Martius, C.F.P. (ed.). *Flora Brasiliensis*. Monachi: F. Fleischer. v.2, pt.3:79-83.
- Doyle, J.J., Doyle, J.L. (1987). A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin* 19: 11–15.
- Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.M.; Sebaio, F.A. & Antonini, Y.O. (2005). 2ed. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.

- Drummond, G.M.; Machado, A.B.M.; Martins, C.S.; Mendonça, M.P. & Stehmann, J.R. (2008). Listas vermelhas das espécies da fauna e da flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais. 2ª ed. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas.
- Elith, J. (2017). Predicting distributions of invasive species. – In: Robinson, A. P. *et al.* (eds), *Invasive species*. Cambridge Univ. Press, pp. 93–129
- Eiten, G. (1982). Brazilian savannas. In: Huntley, B.J. & Walker, B.H. (eds.) *Ecology of Tropical Savannas*. Berlin: Springer.
- Embrapa. (1997). *Manual de métodos de análise de solos*. Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro.
- Engelmann, F., & Engels, J. M. M. (2002). Technologies and strategies for *ex situ* conservation. *Managing plant genetic diversity*, 89-104.
- Excoffier L, Lischer HEL (2010) Arlequin suite ver 3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources* 10: 564-567.
- Fernandes, G. W., Goulart, F. F., Ranieri, B. D., Coelho, M. S., Dales, K., Boesche, N., ... & Soares-Filho, B. (2016). Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, 14(2), 35-45.
- Fernandes-Filho, E. I., Schaefer, C. E. G. R., Faria, R. M., Lopes, A., Francelino, M. R., & Gomes, L. C. (2022). The unique and endangered Campo Rupestre vegetation and protected areas in the Iron Quadrangle, Minas Gerais, Brazil. *Journal for Nature Conservation*, 66, 126131.
- Ferreira, P. M., & Boldrini, I. I. (2011). Potential reflection of distinct ecological units in plant endemism categories. *Conservation Biology*, 25(4), 672-679.
- Filgueiras, T. S. (1991). A floristic analysis of the Gramineae of Brazil's Distrito Federal and a list of the species occurring in the area. *Edinburgh Journal of Botany*, 48(1), 73-80.
- Filgueiras, T.S.; Canto-Dorow, T.S.; Carvalho, M.L.S.; Dórea, M.C.; Ferreira, F.M.; Mota, A.C.; Oliveira, R.C.; Oliveira, R.P.; Reis, P.A.; Rodrigues, R.S.; Longhi-Wagner, H.M.; Santos-Gonçalves, A.P.; Shirasuna, R.T.; Silva, A.S.; Silva, C.; Valls, J.F.M.; Viana, P.L.; Welker, C.A.D. & Zanin, A. (2015). Poaceae. In: *Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB193>>.
- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 08 Jul. 2019.
- Forzza, R. C., J. F. A. Baumgratz, C. E. M. Bicudo, D. A. L. Canhos, A. A. Carvalho, M. A. IN. Coelho, A. F. Costa, D. P. Costa, M. C. Hopkins, P. M. Leitman, L. G. Lohmann, E. N. Lughadha, L. C.

- Maia, G. Martinelli, M. Menezes, M. P. Morim, A. L. Peixoto, J. R. Pirani, J. Prado, L. P. Queiroz, S. Souza, V. C. Souza, J. R. Stehmann, L. S. Sylvestre, B. M. T. Walter & D. C. Zappi. (2012). New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. *BioScience*, 62: 39-45.
- Frankham, R. (2003). Genetics and conservation biology. *Comptes Rendus Biologies*, 326, 22-29.
- Fukuda, S., Spreer, W., Yasunaga, E., Yuge, K., Sardud, V., & Müller, J. (2013). Random Forests modelling for the estimation of mango (*Mangifera indica* L. cv. Chok Anan) fruit yields under different irrigation regimes. *Agricultural water management*, 116, 142-150.
- FUNATURA - Fundação Pró-Natureza/IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (1998). *Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília*. Vol. 1. Brasília.
- Garcia, A. A., Benchimol, L. L., Barbosa, A. M., Geraldi, I. O., Souza Jr, C. L., & Souza, A. P. D. (2004). Comparison of RAPD, RFLP, AFLP and SSR markers for diversity studies in tropical maize inbred lines. *Genetics and Molecular Biology*, 27(4), 579-588.
- George, E. F., Hall, M. A., & De Klerk, G. J. (2008). *Plant propagation by tissue culture 3rd Edition*. The Netherland, The Back Ground Springer.
- Gibson, D. J. (2009). *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press.
- Gilpin, M. E., and M. E. Soulé. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction, in M. E. Soule', editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. pp. 19-34
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A. D., Aguraiuja, R., ... & Vanderborght, T. (2011). How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation*, 144(2), 672-682.
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A. M. V. D. M., & Pereira, H. M. (2015). Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 61-67.
- Griffith, M. P., Cartwright, F., Dosmann, M., Fant, J., Freid, E., Havens, K., ... & Hoban, S. (2021). *Ex situ* conservation of large and small plant populations illustrates limitations of common conservation metrics. *International Journal of Plant Sciences*, 182(4), 263-276.
- Groves, C. R., Jensen, D. B., Valutis, L. L., Redford, K. H., Shaffer, M. L., Scott, J. M., ... & Anderson, M. G. (2002). Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice: A seven-step framework for developing regional plans to conserve biological diversity, based upon principles of conservation biology and ecology, is being used extensively by the nature conservancy to identify priority areas for conservation. *BioScience*, 52(6), 499-512.

- Guerrant, E. O. (1996). Designing populations: demographic, genetic, and horticultural dimensions. In *'Restoring diversity. Strategies for reintroduction of endangered plants'*.(Eds DL Falk, CI Millar, M Olwell) pp. 127–155.
- Guerrant Jr, E. O., & Pavlik, B. M. (1997). Role of *Ex situ* Conservation Methods. *Conservation Biology: For the Coming Decade*, 80.
- Guerrant, E. O. J., & Fiedler, P. L. (2004). *Accounting for sample decline during ex situ storage and reintroduction. Ex situ Plant Conservation: Supporting Species Survival in the Wild*. Island Press. Covelo, CA, 365-385.
- Harris, J. M. (2003). Sustainability and sustainable development. *International Society for Ecological Economics*, 1(1), 1-12.
- Havens, K., Kramer, A. T., & Guerrant Jr, E. O. (2014). Getting plant conservation right (or not): the case of the United States. *International Journal of Plant Sciences*, 175(1), 3-10.
- Hengl, T., de Jesus, J.M., Heuvelink, G.B.M., Gonzalez, M.R., Kilibarda, M., Blagotić, A., Shangguan, W., Wright, M.N., Geng, X., Bauer-Marschallinger, B., Guevara, M.A., Vargas, R., MacMillan, R.A., Batjes, N.H., Leenaars, J.G.B., Ribeiro, E., Wheeler, I., Mantel, S., Kempen, B., 2017. Soilgrids250m: global gridded soil information based on machine learning. *Plos one*, 122, e0169748.
- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D., & Perrin, N. (2002). Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data?. *Ecology*, 83(7), 2027-2036.
- Hmeljevski, K. V., Reis, A., Montagna, T., & Dos Reis, M. S. (2011). Genetic diversity, genetic drift and mixed mating system in small subpopulations of *Dyckia ibiramensis*, a rare endemic bromeliad from Southern Brazil. *Conservation Genetics*, 12(3), 761-769.
- Hodkinson, T. R. (2018). Evolution and Taxonomy of the Grasses (Poaceae): A Model Family for the Study of Species-Rich Groups. *Annual Plant Reviews Online*, 1-39.
- Holt, W. V., Bennett, P. M., Volobouev, V., & Watwon, P. F. (1996). Genetic resource banks in wildlife conservation. *Journal of Zoology*, 238(3), 531-544.
- Holtsford, T.P. & Hancock JF. (1998). Evolution, population genetics and germplasm preservation. *HortScience* 33: 3-5.
- Hussain, A., Qarshi, I. A., Nazir, H., & Ullah, I. (2012). Plant tissue culture: current status and opportunities. *Recent advances in plant in vitro culture*, 6(10), 1-28.
- Hutchinson, G.E. (1957). *Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22: 145-159.
- IBGE - EMBRAPA - Mapa de Solos do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2001 - Escala 1:5.000.000.

- Inglis PW, Pappas MCR, Resende LV, Grattapaglia D (2018). Fast and inexpensive protocols for consistent extraction of high quality DNA and RNA from challenging plant and fungal samples for high-throughput SNP genotyping and sequencing applications. *Plos one* 13(10): e0206085. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206085>.
- Isbell, F., Tilman, D., Polasky, S., & Loreau, M. (2015). The biodiversity-dependent ecosystem service debt. *Ecology letters*, 18(2), 119-134.
- Jacobi, C. M., & Carmo, F. F. (2008). Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Megadiversidade*, 4(1-2), 24-32.
- Jacobi, C. M., Do Carmo, F. F., Vincent, R. C., & Stehmann, J. R. (2007). Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 16(7), 2185-2200.
- Jain, M., Flynn, D. F., Prager, C. M., Hart, G. M., DeVan, C. M., Ahrestani, F. S., ... & Naeem, S. (2014). The importance of rare species: A trait-based assessment of rare species contributions to functional diversity and possible ecosystem function in tall-grass prairies. *Ecology and evolution*, 4(1), 104-112.
- Jordan III, W. R., Gilpin, M. E., & Aber, J. D. (1987). *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological restoration*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Julien, M., Colas, B., Muller, S., & Schatz, B. (2022). Quality assessment of mitigation translocation protocols for protected plants in France. *Journal of environmental management*, 302, 114064.
- Kell, S. P., Laguna, E., Iriondo, J. M., & Dulloo, M. E. (2008). Population and habitat recovery techniques for the *in situ* conservation of plant genetic diversity. In *Conserving plant genetic diversity in protected areas: population management of crop wild relatives* (pp. 124-168). Wallingford UK: CABI.
- Kramer, A. T., & Havens, K. (2009). Plant conservation genetics in a changing world. *Trends in plant science*, 14(11), 599-607.
- Kriebitzsch, W. U., Bültmann, H., von Oheimb, G., Schmidt, M., Thiel, H., & Ewald, J. (2013). 3.3 Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*, 158.
- Lannuzel, G., Balmot, J., Dubos, N., Thibault, M., & Fogliani, B. (2021). High-resolution topographic variables accurately predict the distribution of rare plant species for conservation area selection in a narrow-endemism hotspot in New Caledonia. *Biodiversity and Conservation*, 30(4), 963-990.

- Lau, J. A., McCall, A. C., Davies, K. F., McKay, J. K., & Wright, J. W. (2008). Herbivores and edaphic factors constrain the realized niche of a native plant. *Ecology*, 89(3), 754-762.
- López-Jurado, J., Mateos-Naranjo, E., García-Castaño, J. L., & Balao, F. (2019). Conditions for translocation of a key threatened species, *Dianthus inoxianus* Gallego, in the southwestern Iberian Mediterranean forest. *Forest Ecology and Management*, 446, 1-9.
- Maguire, J.D. (1962). Speed of germination aid selection and evaluation for seedling emergence and vigour. *Crop Science*, 2, 176-177.
- Manfredo, M. J., Teel, T. L., & Dietsch, A. M. (2016). Implications of human value shift and persistence for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 30(2), 287-296.
- Marler, T. E., Musser, C., Cascasan, A. N., Cruz, G. N., & Deloso, B. E. (2021). Adaptive management lessons for *Serianthes nelsonii* conservation. *Horticulturae*, 7(3), 43.
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and distributions*, 15(1), 59-69.
- Martinelli, G.; Moraes, M.A. (org.). (2013). *Livro Vermelho da Flora do Brasil*. 1ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson/Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. p.870-871.
- Martinez-Meyer, E., Peterson, A. T., Servín, J. I., & Kiff, L. F. (2006). Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx*, 40(4), 411-418.
- Martins, C.R., Hay, J.D.V., Valls, J.F.M.; Leite, L.L. & Henriques, R.P.B. (2007). Levantamento das gramíneas exóticas do Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Natureza & Conservação*, v.5, p.23-30.
- Martins, E., Loyola, R., & Martinelli, G. (2017). Challenges and perspectives for achieving the global strategy for plant conservation targets in Brazil. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 347-356.
- Martins, C. R., Borghetti, F., Moretzsohn, M. D. C., Noronha, S. E. D., & Valls, J. F. M. (2022). Strategies for reintroduction and conservation of *Gymnopogon doellii*, an endemic grass at risk of extinction. *Rodriguésia*, 73.
- McNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A., & Werner, T. B. (1990). *Conserving the world's biological diversity*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Mendes, M. S., Meyer, P. B., & Viana, G. P. (2013). *Caracterização fitossociológica de cinco trechos de Campo Rupestre sobre canga nodular na região do Sinclinal Moeda, Município de Itabirito*

Minas Gerais. 64º Congresso Nacional de Botânica Belo Horizonte, 10-15 de Novembro de 2013.

Mendonça, M.P.; Santos, F.M.G.; Arruda, L.J. Resgate de espécies vegetais dos campos ferruginosos em área de mineração -Mina de Minério de Ferro Capão Xavier, Nova Lima, MG. In: Sampaio, T.; Costa, M.L.M.N.; Jackson, P.W. (orgs.). *Recuperando o verde para as cidades: a experiência dos Jardins Botânicos brasileiros*. Rio de Janeiro, RJB/ IPJBRJ/ BGCI. Pp. 87-98, 2007

Mendonça, M.P. *O resgate da flora da canga*. Belo Horizonte: Valor Natural, 103p, 2013.

Menges, E. S. (2000). Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in ecology & Evolution*, 15(2), 51-56.

Menges, E. S. (2008). Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Australian Journal of Botany*, 56(3), 187-196.

Menon, S., Choudhury, B. I., Khan, M. L., & Peterson, A. T. (2010). Ecological niche modeling and local knowledge predict new populations of *Gymnocladus assamicus* a critically endangered tree species. *Endangered Species Research*, 11(2), 175-181.

Mill, J., & Hall, F. (2002). The Australian Network for Plant Conservation. *Biodiversity-the Big Picture*, 171.

Miller, J. S., Porter-Morgan, H. A., Stevens, H., Boom, B., Krupnick, G. A., Acevedo-Rodríguez, P., ... & Gensler, M. (2012). Addressing target two of the Global Strategy for Plant Conservation by rapidly identifying plants at risk. *Biodiversity and Conservation*, 21(7), 1877-1887.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). (1998). *Primeiro Relatório Nacional para a Conservação sobre Diversidade Biológica*. Brasília-DF.

MME - Ministério de Minas e Energia. (2009). *Perfil da Mineração de Ferro*. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral-SGM.

Morales-Nieto, C. R., Villarreal-Guerrero, F., Jurado-Guerra, P., Ochoa-Rivero, J. M., Prieto-Amparán, J. A., Corrales-Lerma, R., ... & Álvarez-Holguín, A. (2022). Environmental Niche Dynamics of Blue Grama (*Bouteloua gracilis*) Ecotypes in Northern Mexico: Genetic Structure and Implications for Restoration Management. *Plants*, 11(5), 684.

Mueller, U. G., & Wolfenbarger, L. L. (1999). AFLP genotyping and fingerprinting. *Trends in ecology & Evolution*, 14(10), 389-394.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.

Oldfield, M. L. (1984). *The value of conserving genetic resources*. US Department of the Interior, National Park Service.

- Oliver, T. H., Smithers, R. J., Beale, C. M., & Watts, K. (2016). Are existing biodiversity conservation strategies appropriate in a changing climate?. *Biological conservation*, 193, 17-26.
- Oostermeijer, J. G. B., Luijten, S. H., & Den Nijs, J. C. M. (2003). Integrating demographic and genetic approaches in plant conservation. *Biological conservation*, 113(3), 389-398.
- Paulo, M.L., Rivelli, N., Saraiva, D.F., Paula, C.C., Valls, J.F.M. (2023). Revisão de herbário com implicações para sustentabilidade da flora: estudo de caso com gramínea categorizada como criticamente ameaçada de extinção. *Anais 20º Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas 2023*. Volume 15 n1 2023.
- Pathak, M. R., & Abido, M. S. (2014). The role of biotechnology in the conservation of biodiversity. *Journal of Experimental Biology*, 2, 352-363.
- Pavlik, B. (1994). Demographic monitoring and the recovery of endangered plants. In B. Bowles and C. Whelan [eds.], *Restoration of endangered species*, 322–350. Cambridge University Press, Cambridge
- Pearlmutter, D., Calfapietra, C., Samson, R., O'Brien, L., Ostoić, S. K., Sanesi, G., & del Amo, R. A. (2017). *The Urban Forest. Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment*.
- Pease, C. M., Lande, R., & Bull, J. J. (1989). A model of population growth, dispersal and evolution in a changing environment. *Ecology*, 70(6), 1657-1664.
- Peterson, A. T., & Soberón, J. (2012). Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação*, 10(2), 102-107.
- Pimm, S. L. & P. Raven. (2000). Biodiversity: Extinction by locations numbers. *Nature* 403: 843–845.
- Qu, H., Wang, C. J., & Zhang, Z. X. (2018). Planning priority conservation areas under climate change for six plant species with extremely small populations in China. *Nature Conservation*, 25, 89.
- Ramirez-Villegas, J., Cuesta, F., Devenish, C., Peralvo, M., Jarvis, A., & Arnillas, C. A. (2014). Using species distributions models for designing conservation strategies of Tropical Andean biodiversity under climate change. *Journal for Nature Conservation*, 22(5), 391-404.
- Raven, P. H. (2004). *Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild (Vol. 3)*. Island Press.
- Ren, H., Jian, S., Liu, H., Zhang, Q., & Lu, H. (2014). Advances in the reintroduction of rare and endangered wild plant species. *Science China Life Sciences*, 57(6), 603-609.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. (1998). Fitofisionomias do bioma cerrado. Pp. 89-166. In: S.M. Sano & S.P. Almeida (eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina, Embrapa-CPAC.
- Roberts, D. L., Taylor, L., & Joppa, L. N. (2016). Threatened or Data Deficient: assessing the conservation status of poorly known species. *Diversity and Distributions*, 22(5), 558-565.

- Rossetto, M., Kooyman, R., Sherwin, W., & Jones, R. (2008). Dispersal limitations, rather than bottlenecks or habitat specificity, can restrict the distribution of rare and endemic rainforest trees. *American journal of botany*, 95(3), 321-329.
- Rúgolo de Agrasar, Z.E. & Puglia, M.L. (2004). Gramíneas ornamentales. In: HURRELL J. A. (ed.). *Plantas de la Argentina. Silvestres y cultivadas*. Buenos Aires: LOLA. v.1, 36p.
- Ryder, O. A. (1986). Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends in ecology & Evolution*, 1, 9-10.
- Salgado, A. A. R., & do Carmo, F. F. (2015). ‘Quadrilátero Ferrífero’: A Beautiful and Neglected Landscape Between the Gold and Iron Ore Reservoirs. In: *Landscapes and Landforms of Brazil* (pp. 319-330). Springer, Dordrecht.
- Sarr, M., Goeschl, T., & Swanson, T. (2008). The value of conserving genetic resources for R&D: a survey. *Ecological Economics*, 67(2), 184-193.
- Scarascia-Mugnozza, G. T., & Perrino, P. (2002). The history of *ex situ* conservation and use of plant genetic resources. *Managing plant genetic diversity*, 1-22.
- Schrage, L., & Dilley, K. (2020). Seed propagation protocol for endangered Shivwits milk-vetch. *Native Plants Journal*, 21(1), 70-73.
- Schemske, D. W., Husband, B. C., Ruckelshaus, M. H., Goodwillie, C., Parker, I. M., & Bishop, J. G. (1994). Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, 75(3), 584-606.
- Shoreman-Ouimet, E., & Kopnina, H. (2015). Reconciling ecological and social justice to promote biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 184, 320-326.
- Silvertown, J. (2004). Plant coexistence and the niche. *Trends in ecology & Evolution*, 19(11), 605-611.
- SISEMA. (2024). Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Portal da Transparência - SISEMA - Minas Gerais. Consulta de Decisões de Processos de Licenciamento Ambiental. Disponível em <https://sistemas.meioambiente.mg.gov.br/licenciamento/site/consulta-licenca>. Acesso em 05 de janeiro de 2024.
- Smith Jr, J. P. (1968). *Taxonomy and distribution of the genus Gymnopogon*. PhD Dissertation. Iowa State University.
- Sonter, L. J., Ali, S. H., & Watson, J. E. (2018). Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1892), 20181926.
- Soreng, R. J., Peterson, P. M., Romaschenko, K., Davidse, G., Teisher, J. K., Clark, L. G., ... & Zuloaga, F. O. (2017). A worldwide phylogenetic classification of the Poaceae (Gramineae) II: An update

- and a comparison of two 2015 classifications. *Journal of Systematics and Evolution*, 55(4), 259-290.
- SpeciesLink. (2024). SpeciesLink network. Disponível em: specieslink.net/search. Acesso em: 29 de janeiro de 2024.
- Spielman, D., Brook, B. W., & Frankham, R. (2004). Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(42), 15261-15264.
- Tallis, H., Kennedy, C. M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., & Kiesecker, J. M. (2015). Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, 55, 21-34.
- Ten Kate, K., & Laird, S. A. (2019). *The commercial use of biodiversity: access to genetic resources and benefit-sharing*. Routledge.
- Ulucak, R., & Khan, S. U. D. (2020). Determinants of the ecological footprint: role of renewable energy, natural resources, and urbanization. *Sustainable Cities and Society*, 54, 101996.
- Van Rossum, F., & Hardy, O. J. (2022). Guidelines for genetic monitoring of translocated plant populations. *Conservation Biology*, 36(1), e13670.
- VanDerWal, J., Shoo, L. P., Graham, C., & Williams, S. E. (2009). Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: how far should you stray from what you know? *Ecological Modelling*, 220(4), 589-594.
- Vasconcelos, M. F. D., & Rodrigues, M. (2010). Patterns of geographic distribution and conservation of the open-habitat avifauna of southeastern Brazilian mountaintops (campos rupestres and campos de altitude). *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)*, 50(1), 1-29.
- Veloso, H.P. (1992). Sistema fitogeográfico. In: *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Série Manuais Técnicos em Geociências, IBGE, v.1, p.8-38.
- Viana, P. L., & Lombardi, J. A. (2007). Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 159-177.
- Volis, S. (2016). How to conserve threatened Chinese plant species with extremely small populations?. *Plant Diversity*, 38(1), 45-52.
- Volis, S., e Blecher, M. (2010). Quasi *in situ*: a bridge between *ex situ* and *in situ* conservation of plants. *Biodiversity and Conservation*, 19(9), 2441-2454.
- Vos, P., Hogers, R., Bleeker, M., Reijans, M., Vandeleee, T., Hornes, M., Frijters, A., Pot, J., Peleman, J., Kuiper, M. and Zabeau, M. (1995). AFLP: A new technique for DNA-fingerprinting. *Nucleic Acids Research*, 23, 4407-4414.

- Wagner, A., LINS, F., & SÁ, G. (2002). A eleição presidencial e a mineração. *Gazeta Mercantil*, 20, A3.
- Waldron, A., Miller, D. C., Redding, D., Mooers, A., Kuhn, T. S., Nibbelink, N., ... & Gittleman, J. L. (2017). Reductions in global biodiversity loss predicted from conservation spending. *Nature*, 551(7680), 364-367.
- Werden, L. K., Sugii, N. C., Weisenberger, L., Keir, M. J., Koob, G., & Zahawi, R. A. (2020). *Ex situ* conservation of threatened plant species in island biodiversity hotspots: A case study from Hawaii. *Biological Conservation*, 243, 108435.
- Williams, J. N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J. K., Erwin, S., O'Brien, J. M., & Schwartz, M. W. (2009). Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15(4), 565-576.
- Whitlock, R., Hipperson, H., Thompson, D. B. A., Butlin, R. K., & Burke, T. (2016). Consequences of in-situ strategies for the conservation of plant genetic diversity. *Biological Conservation*, 203, 134-142.
- Yates, C. J., Gibson, N., Pettit, N. E., Dillon, R., & Palmer, R. (2011). The ecological relationships and demography of restricted ironstone endemic plant species: implications for conservation. *Australian Journal of Botany*, 59(7), 692-700.
- Yeh FC, Yang RC, Boyle TB, Ye ZH, Mao JX. (1997). POPGENE, the user-friendly shareware for population genetic analysis. *Canada, Molecular Biology and Biotechnology Centre* 10: 295-301.
- Yenson, A. M., Commander, L., Offord, C., & Auld, T. (2022). Forward together: ANPC-led guidelines informing conservation, restoration and translocation practice. *Australasian Plant Conservation: Journal of the Australian Network for Plant Conservation*, 30(3), 26-29.
- Zachos, F.E. & Habel, J.C. (eds.). (2011). *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Heidelberg: Springer.
- Zanin, R. (2009). *Aspectos da Introdução das Espécies Exóticas: O Capim-Gordura e a Braquiária no Parque Nacional de Brasília*. Dissertação de Mestrado. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2009.
- Zappi, D. C., Filardi, F. L. R., Leitman, P., Souza, V. C., Walter, B. M., Pirani, J. R., ... & Forzza, R. C. (2015). Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, 66(4), 1085-1113.
- Zhang, X. Y., & Tao, K. L. (1989). Silica gel seed drying for germplasm conservation-practical guidelines. *Plant Genetics Research Newsl*, 75(76), 1-5

Zwiener, V. P., Padial, A. A., Marques, M. C., Faleiro, F. V., Loyola, R., & Peterson, A. T. (2017). Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 23(8), 955-966.

CAPÍTULO 1

MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO PARA *GYMNOPOGON DOELLII* BOECHAT & VALLS, COMO SUBSÍDIO PARA SUA CONSERVAÇÃO E ATENDIMENTO DE CONDICIONANTES DE LICENCIAMENTO AMBIENTAL

RESUMO

Grande parte de espécies categorizadas como ameaçadas de extinção entram em listas vermelhas devido a limitação de registros de ocorrência. Contudo, não é desejável do ponto de vista de conservação da biodiversidade essa limitação de conhecimento. Mediante esta necessidade, ao mesmo tempo que se levanta novas informações e registros de ocorrência, é importante que para essas espécies, sejam definidas estratégias de conservação, através de subsídio científico. Desta forma, os tomadores de decisão em empresas extratoras de recursos naturais, podem ser mais efetivos nas ações para a conservação das espécies, conciliando com o planejamento territorial de uso da terra. *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls é uma gramínea que está neste contexto de necessidade de subsídios para a sua conservação, em meio a implementação de empreendimentos minerários em suas áreas de ocorrência. A Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE), é uma ferramenta que condiciona uma análise e projeção de nicho ecológico adequado, através da análise das variáveis ambientais ao longo das ocorrências das espécies. O conhecimento dos sítios com maior adequabilidade de hábitat, auxilia no direcionamento de estratégias de conservação para as espécies nessas regiões. Para *G. doellii*, as regiões com maior adequabilidade de hábitat estão ao longo dos Campos Rupestres e seus entornos, que abrangem uma diversidade de fisionomias campestres do Cerrado. Estas áreas, em grande parte não são protegidas, mas as Unidades de Conservação que o fazem, abrigam alta adequabilidade de hábitat para a espécie. Esse conhecimento orienta prospecções de campo para cumprir a compensação ambiental de prospecção de populações, que também devem ser amplamente realizadas na área da empresa Gerdau Açominas S.A. Esta empresa, na implantação dos seus empreendimentos, afetou populações da espécie, contudo, em suas propriedades existem áreas protegidas que abrigam alta adequabilidade de hábitat, e assim merecem atenção para conservação das populações de *G. doellii* possivelmente existentes. Além disso, essas áreas são indicadas para plantio de mudas, proveniente de material do Resgate de Flora e multiplicado em casas de vegetação. Sendo assim, os resultados da MDE fornecem subsídios para o cumprimento das condicionantes de licenciamento ambiental. Dessa forma, as empresas que afetam a espécie têm subsídios científicos para exercer uma mineração responsável com a biodiversidade afetada, como no caso de *G. doellii*, atendendo às exigências sociais de sustentabilidade e conservação ambiental.

1.1. INTRODUÇÃO

Diversos fatores podem estar associados à atribuição de ameaças de extinção de plantas, dentre eles está a exploração ambiental, alterações climáticas, ou até mesmo a falta de conhecimento biológico/ecológico (Valiente-Banuet *et al.*, 2015; Oliver *et al.*, 2016). Esse último em particular é também a razão pela qual muitas espécies de plantas são categorizadas como ameaçadas, devido a dados faltantes (Rondinini *et al.*, 2006; Rosa *et al.*, 2023). A revisão das ocorrências e distribuição dessas espécies consideradas raras, deve ser um dos primeiros passos para tomadas de decisão para conservação (Schuwirth *et al.*, 2019; Lannuzel *et al.*, 2021).

Uma abordagem que concilia a revisão de ocorrências, distribuição das espécies e a partir de então é obtida importantes informações ecológicas a partir de variáveis ambientais, é a Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE) (Fois *et al.*, 2018). Com pouco conhecimento prévio da espécie, ao mesmo tempo que facilita o entendimento da ecologia das espécies, a MDE é uma ferramenta que gera informações importantes para melhores tomadas de decisão para conservação e manejo das espécies nas suas áreas de ocorrência (Johnson *et al.*, 2012; Sequeira *et al.*, 2018).

Nesse cenário de escassez de conhecimento e ameaças devido a exploração ambiental, se encontra *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls, uma gramínea endêmica do Brasil e categorizada como criticamente ameaçada de extinção (Martinelli e Moraes 2013; BRASIL, 2014). Esta espécie parece apresentar ampla distribuição de ocorrência, contudo, com poucos registros de ocorrência em duas manchas principais de ocorrências, uma no Centro-Oeste e outra no Sudeste no Estado de Minas Gerais. Neste último, a maioria dos registros está concentrada no Quadrilátero Ferrífero (QF) (Vinicius-Silva *et al.*, 2020; SpeciesLink, 2024).

O QF é alvo de exploração de minério de ferro em cerca de 7000 km², que há muitos anos é fonte fundamental de renda econômica para o Brasil, com importante parcela do PIB diretamente e indiretamente relacionado à mineração e produção de aço (Wagner *et al.*, 2002; Castro, 2010; ANM, 2022). Contudo, o QF é um dos *hotspot* de biodiversidade do Brasil, abrigando 10% da sua diversidade de plantas, com alto grau de endemismo (Drummond *et al.*, 2005; Jacobi *et al.*, 2007; Viana e Lombardi, 2007; Jacobi e Carmo 2008a; Vasconcelos e Rodrigues, 2010; Salgado e Carmo, 2015). Estamos, portanto, diante de um grande desafio para os interesses da nação, que perpassam pelo crescimento econômico de forma sustentável, com o meio ambiente ecologicamente equilibrado (Marent *et al.*, 2011).

Gymnopogon doellii apresentou registros no QF apenas a partir de 2013, com o avanço da mineração principalmente da empresa Gerdau Açominas S.A. (Vinicius-Silva *et al.*, 2020; SISEMA, 2024; SLA, 2024). A maioria dos registros estão localizados nas redondezas das cavas de mineração, sendo que a espécie esteve presente em três processos de licenciamento ambiental: 1) COPAM nº

6646/2015/002/2017 - Pilha de Disposição Estéril/Rejeito MB2 – Mina de Miguel Burnier, Ouro Preto – MG; 2) Processo COPAM nº 01776/2004/026/2017 – Lavra Várzea do Lopes Leste-Norte e 3) Processo SLA nº 2581/2020 - Unidade de Tratamento de Minério II – Miguel Burnier, Ouro Preto, MG (SISEMA, 2024). Mediante esses processos, propostas de compensação pela supressão das populações desta espécie, foram elaboradas buscando ações para sua conservação (SISEMA, 2024; SLA, 2024).

Dentre as propostas, destacam-se os estudos de propagação, visando formação de banco de mudas, bem como para futuras reintroduções em campo, dos indivíduos que foram retirados da vegetação suprimida e levados para a conservação *ex situ*, dentro do procedimento denominado Resgate de Flora (Mendonça, 2007; MMA, 2009; Mendonça *et al.*, 2013; MMA, 2015; Paulo *et al.*, 2022). Além disso, dentre os estudos propostos é mencionado a MDE para o direcionamento da prospecção de novas populações em Unidades de Conservação (UCs) pré-definidas e em áreas da Gerdau Açominas S.A. (SISEMA, 2024; SLA, 2024). Sabemos que o direcionamento da prospecção de novas populações é uma das principais implicações da MDE para subsidiar conservação de espécies raras e ameaçadas (Williams *et al.*, 2009; Menon *et al.*, 2010; McCune *et al.*, 2016). Contudo, a MDE também é uma ferramenta primordial para todas as outras atividades compromissadas descritas abaixo.

Para o processo de reintrodução e plantio de mudas ser eficiente, é importante que haja o máximo de diversidade genética para garantir o vigor dos transplantes e o estabelecimento de uma população viável (Bragg *et al.*, 2020; Morales-Nieto *et al.*, 2022; Van Rossum *et al.*, 2022). Nesse sentido, a MDE fornece possibilidades de encontrar diferentes populações, onde se possa capturar propágulos para multiplicação e formação de banco de mudas (coleções botânicas vivas), o que pode garantir, primeiramente a conservação *ex situ* com maior diversidade genética (Bragg *et al.*, 2021). Dessa forma, estas coleções fornecerão as mudas para o plantio em áreas nativas, para garantir a conservação *in situ*. Nesse processo, as múltiplas origens de coleta de propágulos serão fundamentais para favorecer a maior diversidade genética das populações estabelecidas *in situ*, o que aumenta o sucesso no recrutamento de indivíduos nos estágios iniciais (Schäfer *et al.*, 2020).

Como o retorno para áreas nativas não é possível ser executado no hábitat original, uma vez que foi suprimido, a MDE é uma ferramenta para indicar as áreas com similaridade ecológica, através da indicação dos sítios que apresentam adequabilidade de hábitat tão alta quanto a da área original para receber os transplantes (Draper *et al.*, 2019). Quando translocados para estes sítios, as mudas apresentam maiores taxas de sobrevivência e formação de populações mais viáveis quanto maior a adequabilidade de hábitat (Bellis *et al.*, 2023).

Quando a MDE faz a projeção do nicho ecológico de uma determinada espécie, de fato, o que é modelado são as informações ambientais contidas nas coordenadas geográficas da sua ocorrência

(Elith *et al.*, 2009; Balakrishnan *et al.*, 2019; Sillero *et al.*, 2021). Dessa forma, é incluída a biodiversidade relacionada às ocorrências da espécie-alvo, na pressuposição de alto conservadorismo de nicho de espécies endêmicas (Qiao *et al.*, 2017). Este conceito amplia a abrangência da MDE, que se direcionada para conservação da espécie, poderá também implicar para conservação do ambiente (Villero *et al.*, 2017; Sofaer *et al.*, 2019; Iannella *et al.*, 2021).

Neste sentido, os modeladores de distribuição de espécies podem efetivamente dar suporte científico para os tomadores de decisões (Guisan *et al.*, 2013), em especial órgãos licenciadores ambientais e empresas extratoras, através da indicação de áreas para compensação ambiental pela supressão da espécie-alvo e intervenção na sua área de ocorrência (Villero *et al.*, 2017; Sofaer *et al.*, 2019; Volis 2022). Segundo a Lei Federal nº 11.428, de 2006, as áreas de compensação ambiental devem ter as mesmas características ecológicas, estar na mesma bacia e região (BRASIL, 2006). Sendo assim, através da projeção de áreas com maior adequabilidade de hábitat para a proteção ou reintrodução da espécie-alvo (Martinez-Meyer *et al.*, 2006), ao mesmo tempo estará se indicando áreas potenciais para atender as exigências legais de compensação ambiental (Villero *et al.*, 2017). Nesse sentido, a espécie-alvo da MDE, teria a importante função de espécie guarda-chuva, pois através da mesma, outras espécies estariam recebendo a proteção por serem ocorrentes nas mesmas áreas (Fleishman *et al.*, 2000; Caro, 2003; 2010; Johnson *et al.*, 2017; Runge *et al.*, 2019; Barik *et al.*, 2022).

Sobretudo, para possibilitar estas ações para conservação da espécie focal, é importante que a MDE seja feita de forma refinada a ponto de revelar com mais precisão o seu nicho ecológico, a fim de identificar variáveis ambientais altamente associadas às ocorrências da espécie (Mod *et al.*, 2016). Para essa análise mais apurada, a Análise de Componentes Principais (PCA) é eficiente para identificar as variáveis ambientais que formam os componentes mais associados à distribuição da espécie focal, em relação ao conjunto de variáveis utilizadas na análise, na área alvo de avaliação (Hirzel *et al.*, 2002).

A MDE é comumente realizada em softwares de análises estáticas como o R, com pacotes disponíveis para o processamento de vários algoritmos produzindo diferentes modelos de projeção de adequabilidade (Sillero *et al.*, 2023). O uso do modelo consenso proporciona redução de incertezas nas projeções de vários modelos, quando estes forem tendenciosos individualmente (Araújo e New, 2007; Marmion *et al.*, 2009). Tem se elevado o seu uso para produção de mapas de adequabilidade, para tomadas de decisão na gestão de recursos e na designação de áreas no planejamento territorial para a conservação (Zhang *et al.*, 2015; Ochoa-Ochoa *et al.*, 2016).

As projeções de adequabilidade pela MDE, são fundamentais para validar as indicações dos especialistas dos táxons a respeito da distribuição esperada, e dos habitats mais adequados para sua ocorrência (Mainali *et al.*, 2020). Este é o caso de *G. doellii*, onde no QF a espécie apresenta registros

concentrados em áreas de Campos Rupestres Ferruginosos, as cangas, ou próximos a elas (Vinícius-Silva, 2020; CNCFlora, 2024). Há um aparente enviesamento do conhecimento da ocorrência da espécie no QF, pela predominância de registros em áreas suprimidas por empreendimentos de extração de minério de ferro, que se concentram mais na região das cangas. Devido aos estudos de impactos ambientais, o esforço de coleta de espécies catalogadas como ameaçadas de extinção deve ser maior, para atender as exigências legais.

A ocorrência de substratos rochosos tal qual nos Campos Rupestres, está altamente associada ao relevo, predominando em maiores elevações no QF (Carvalho Filho *et al.*, 2010). Isso, determina um pacote específico de variáveis ambientais climáticas, com flora altamente endêmica, determinada pelas condições restritivas dessas condições (Silveira *et al.* 2016). Contudo, para *G. doellii*, é esperado uma ocorrência menos restrita, uma vez que ocorre nas vegetações campestres do Cerrado no Centro-Oeste em típicos latossolos argilosos, sob planaltos (Boechat & Valls 1990; Filgueiras, 1991; Martins *et al.*, 2022).

Para reforçar isso, o QF é um mosaico geológico, com relevo altamente acidentado, que determinam diferentes condições ambientais, resultando em diferentes formações vegetacionais campestres, onde gramíneas C4, tal qual *G. doellii*, são altamente ecléticas (Bremond *et al.*, 2012; Osbone *et al.*, 2014; Pardo e Vanburen, 2021). Dentre estas vegetações estão os Campos Rupestres (incluindo as cangas ferruginosas) e vegetações de Cerrado, como Campo Limpo, Campo Sujo e Campo Cerrado (Jacobi *et al.*, 2007; Jacobi e Carmo, 2008b; Carvalho Filho *et al.*, 2010; Carmo e Jacobi, 2013; Fernandes-Filho, *et al.*, 2022), bem como vegetações arbustivas em que *G. doellii* também ocorre (Martins *et al.*, 2022).

A confirmação dos habitats de ocorrência da espécie, será importante para os objetivos de desenvolvimento sustentável, do ponto de vista de conservação da espécie e dos seus sítios de ocorrência, através do planejamento territorial (Julien *et al.*, 2022). De fato, uma melhor espacialização da distribuição das espécies, implicam em negociações e tomadas de decisão mais conciliativas no âmbito da conservação e exploração dos recursos naturais (Sonter *et al.*, 2018). Dessa forma, serão melhor direcionados os gastos com compensações ambientais mais efetivas para a conservação da espécie, tendo ainda em vista que quando mal concebidas, contribuem para perda de biodiversidade (Maron *et al.*, 2019).

Nesse sentido, através da MDE, o objetivo dos conservacionistas no meio da mineração, deve buscar sintetizar o conhecimento atual sobre como a mineração ameaça a biodiversidade e revelar onde a investigação, o envolvimento e os investimentos podem melhorar de forma eficaz os resultados de conservação das espécies, buscando soluções para um desenvolvimento sustentável (Guisan *et al.*, 2013; Sonter *et al.*, 2018).

Considerando então, a importância da Modelagem de Distribuição para gerar conhecimento, subsídios e soluções para conservação de *Gymnopogon doellii*, busca-se a resposta às seguintes questões:

- (i) Quais são as áreas do QF com alta adequabilidade de hábitat para a espécie?
- (ii) As cangas ferruginosas são os únicos ambientes com alta adequabilidade de hábitat para a espécie? Sendo assim, *G. doellii* é altamente restrita às cangas ferruginosas?
- (iii) Como se distribui a adequabilidade dentro do uso da terra, cobertura do solo, vegetações, áreas protegidas (UCs) e áreas de mineração?
- (iv) Quais áreas são altamente adequadas para prospecção de populações?
- (v) Quais áreas são altamente adequadas para translocar mudas?
- (vi) Mediante as respostas obtidas, quais as estratégias de conservação indicadas e como as empresas mineradoras podem compensar os danos causados a espécie?

1.2. OBJETIVO

Projeção de áreas com adequabilidade de hábitat para *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, para subsidiar ações de conservação incluídas dentro das propostas de compensação ambiental em licenciamentos ambientais.

1.3. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área analisada (Figura 1.1) tem 13.157 km², abrange o Quadrilátero Ferrífero (QF), que fica na região central de Minas Gerais, a sul de Belo Horizonte. O QF faz parte da porção final sul da Cadeia do Espinhaço e apresenta ocorrência insular de Geossistema Ferruginoso (Souza e Carmo, 2015). Faz parte da transição entre os Domínios Fitogeográficos Floresta Atlântica e Cerrado, com alta ocorrência de vegetações rupestres e outras fisionomias do Cerrado, bem como Florestas Estacionais Semidecíduais e Florestas Ombrófilas (Carmo e Jacobi, 2013). O QF é cortado por rios das bacias hidrográficas do Alto Rio Conceição, Paraopeba, Rio das Velhas e Rio Doce (IBGE, 2023).

A estrutura geológica do QF é antiga, com predomínio de rochas do Proterozóico ricas em minério de ferro da Formação Cauê - Grupo Itabira, Supergrupo Minas (Carvalho-Filho, 2010). Essa litologia, constituída especialmente de cangas, itabiritos, itabirito dolomítico, dolomito ferruginoso, filito e quartzito exerce controle estrutural do relevo devido à grande resistência à erosão, fazendo que as serras compostas por estes elementos estejam nas partes mais altas da paisagem (Carmo *et al.*, 2013,

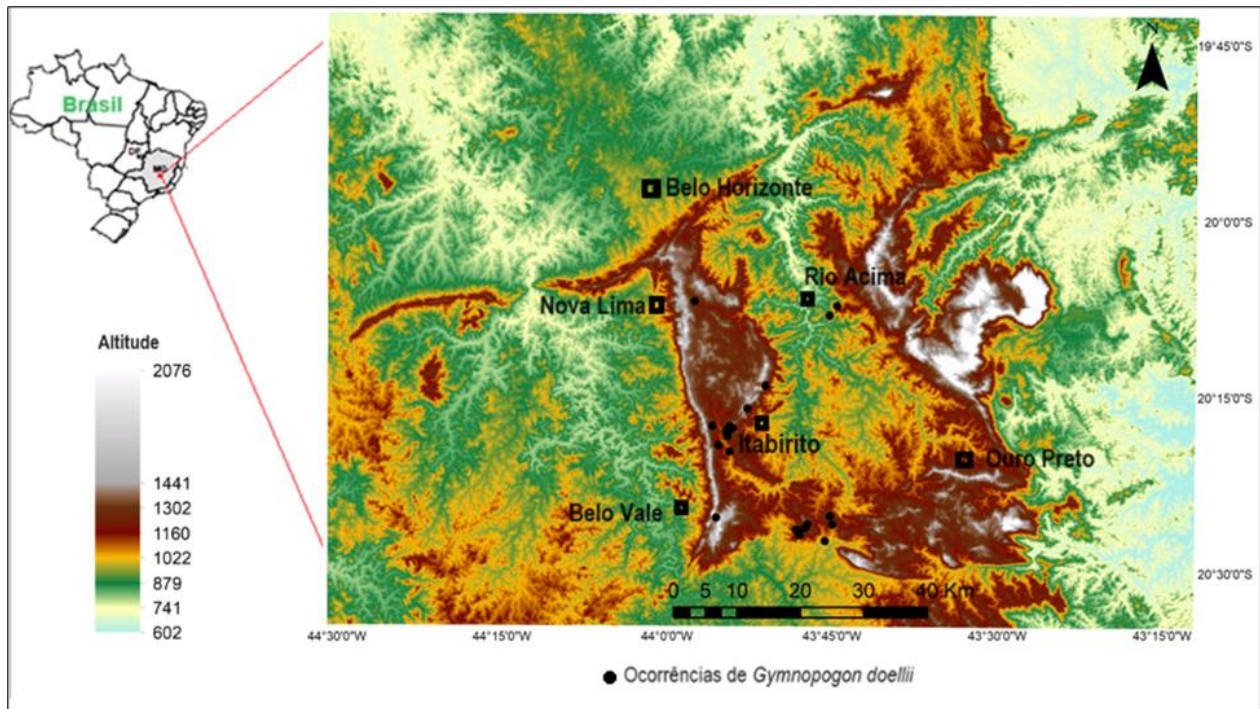


Figura 1.1 – Área avaliada na modelagem de *Gymnopogon doellii*, com o Quadrilátero Ferrífero, MG, no centro do mapa nas maiores elevações. Detalhe para as ocorrências conhecidas da espécie e os municípios.

Souza e Carmo, 2015). Em resumo, as cangas são conglomerados de rochas de ferro com cimento ferruginoso de óxidos de ferro (predomínio de limonita e/ou hematita). As cangas formam uma carapaça praticamente inerte ao intemperismo químico e resistente ao intemperismo mecânico. Em meio a paisagem extremamente heterogênea, formam-se Campos Rupestres, Campo Cerrado, Cerrado Stricto Sensu, Cerrado Rupestre e Floresta Atlântica a depender da deposição de sedimentos e a quantidade de fragmentos rochosos ou carapaças inteiriças de afloramentos rochosos (Jacobi *et al.*, 2008; Carvalho-Filho, 2010; Schaefer *et al.*, 2016; Fernandes-Filho 2022). A geologia do QF está representada na Figura 1.2, adaptada de Dorr II (1969) e Chemale Junior *et al.* (1991).

O clima do QF é em grande parte determinado pelo seu relevo acidentado, cujas elevações e depressões são fortes determinantes nas temperaturas e regimes de chuvas na região central de Minas Gerais. Através do bloqueio de massas de ar, há alta incidência de chuvas orográficas por toda a região, gerando precipitações em torno de 1800-2800 mm anuais em certas regiões, especialmente ao longo das serras (Fernandes e Moreira, 2022). As médias anuais de temperatura dentre as mais baixas do estado: entre 18°C e 20°C. Mediante a interação das características de relevo, com outras condições, tais como hidrologia e vegetação, há a definição dos tipos climáticos Cwa e Cwb (Barbosa e

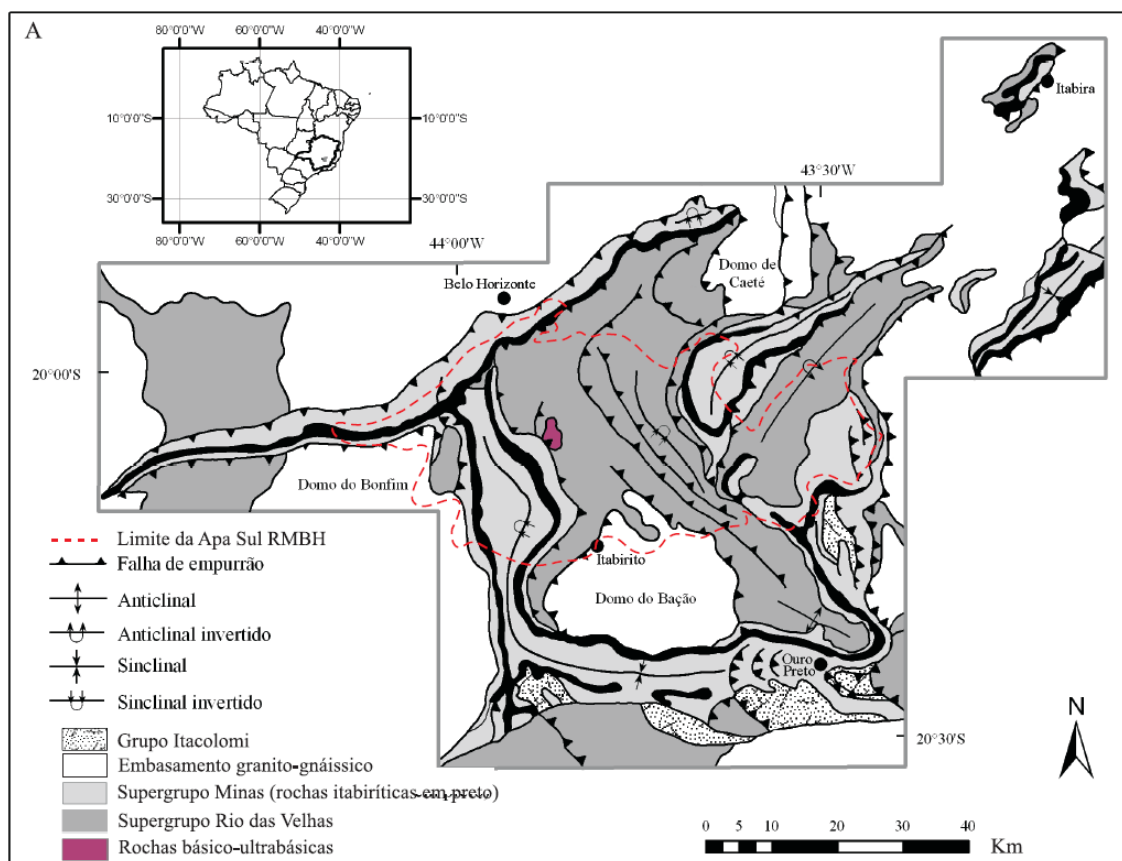


Figura 1.2 – Mapa de localização do Quadrilátero Ferrífero, MG, com os principais conjuntos litológicos e feições estruturais, adaptado de Dorr II (1969) e Chemale Junior *et al.* (1991).

Rodrigues, 1967). O primeiro está associado a regiões mais baixas e quentes, e o segundo a regiões mais altas e frias. Ambos tipos climáticos apresentam um período mais quente e úmido entre janeiro, fevereiro e março, já os meses mais frios e secos são junho, julho e agosto. Com relação a precipitação, o tipo Cwa (Subtropical úmido) está mais associado à depressão de Belo Horizonte e Vale do Rio das Velhas, onde há menor precipitação que nas regiões mais altas (Subtropical de altitude), que recebe o efeito da retenção das massas de ar e consequente maior precipitação (Fernandes e Moreira, 2022).

Espécie-alvo

Gymnopogon doellii é uma gramínea decumbente de rizoma curto (Boechat & Valls 1990; Vinícius-Silva *et al.*, 2020), que pelas nossas observações floresce de janeiro a maio e frutifica de março a agosto no QF. Segundo Martins (2022), esta espécie floresce e frutifica mais tardiamente nas populações observadas no Parque Nacional de Brasília. Suas inflorescências produzem cerca de 300 sementes, com dormência fisiológica que é superada quando armazenada a seco, quando embebida sob temperatura e luz alternada, e usando nitrato de potássio (Carmona *et al.*, 1998; Martins *et al.*, 2022; Paulo *et al.*, 2024).

Coleta de dados

O banco de dados foi levantado com o objetivo de abarcar o conjunto de informações geoespaciais (variáveis ambientais e registros de ocorrência da espécie) que melhor representem a sua distribuição espacial no QF. Essa etapa envolveu atividade prospectiva em diversas plataformas on-line e literatura especializada. Com os dados, foi realizada uma modelagem prévia – modelagem piloto (Figura 1.3) para orientar prospecção de novas populações da espécie, afim de dispor mais registros de ocorrência. Isso favorece a robustez das análises de nicho ecológico e são realizadas projeções de adequabilidade de hábitat mais confiáveis na MDE (Elith e Leathwick, 2009).

Dados de ocorrência da espécie

As ocorrências encontradas através de prospecções *in situ* foi a primeira fonte de dados de ocorrência da espécie. Esta prospecção teve importantes contribuições de equipe da Gerdau Açominas S.A. Açominas S.A. e seus prestadores de serviços ambientais. Direcionada pela modelagem piloto, foram realizados 20 dias de busca da espécie, pelo autor deste trabalho. Estas áreas prospectadas são de Campos Rupestres Ferruginosos e Quartzíticos, e em diversas fisionomias de Cerrado não florestais, na porção oeste da Serra do Gandarela até a porção sul do Sinclinal Moeda, este percurso foi escolhido devido a apresentar a maior quantidade de registros da espécie no QF (Figura 1.3, Tabela 1.1), sendo visitadas áreas nativas de 10 municípios. O registro de ocorrência foi feito através de fotografias e georreferenciamento com GPS. Quando encontrada nova localidade ainda não registrada e não depositada em herbários, foi herborizado material fértil para posterior deposição de exsicata. A identificação taxonômica foi confirmada pelos autores da espécie.

A segunda fonte de dados foi a partir de banco de dados de registros da espécie em herbários físicos, através de visitas técnicas. A busca foi aperfeiçoada pelas plataformas digitais de herbários: SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br/>) e Global Biodiversity Information Facility (GBIF: www.gbif.org), United States National Herbarium (US) (<https://collections.nmnh.si.edu>). A varredura de milhares de exemplares foi realizada dando ênfase nos registros do gênero *Gymnopogon* P.Beauv., onde foram encontrados 2 novos registros da espécie em MG, não atribuídos a *G. doellii* (Chase 8834 US – Lavras, MG - 03/1925; Matthes 688 CEN, UEC - Poços de Caldas, MG - 01/1981), contudo não entraram para a modelagem devido a não pertencerem a área do QF.

A fim de contribuir para um maior conhecimento sobre a espécie e para dar mais embasamento nas discussões, a revisão dos registros de ocorrência foi feita para toda a sua distribuição, sendo que ocorre no Centro-Oeste do Brasil e outras regiões de Minas Gerais, além do QF (Boechat e Valls,

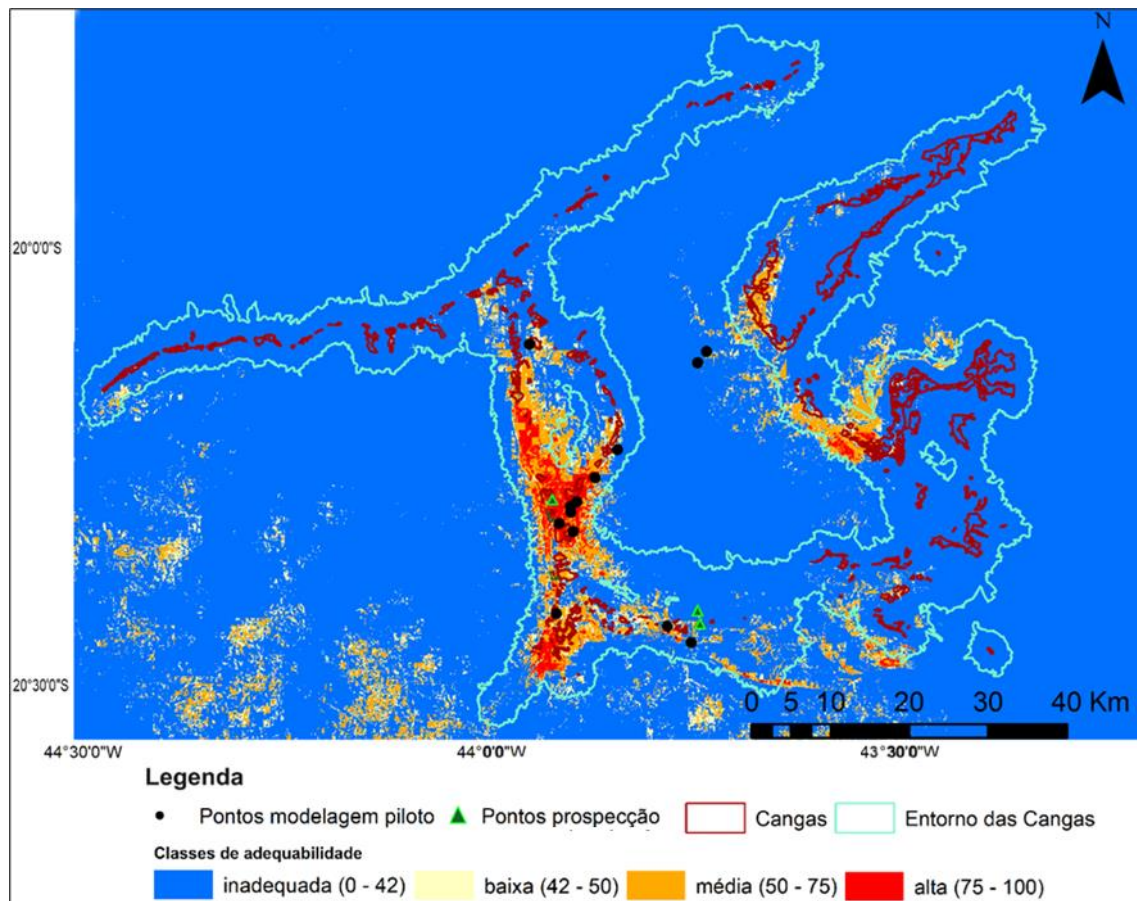


Figura 1.3 – Mapa consenso (modelo piloto) de adequabilidade de habitat para *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, MG. Classes de adequabilidade, correspondem a probabilidade da espécie ocorrer: Áreas inadequadas $\leq 42\%$; $42\% \leq$ baixa ≤ 50 ; $50\% \leq$ média ≤ 75 e alta adequabilidade $\geq 75\%$.

Tabela 1.1 – Ocorrências conhecidas de *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, MG.

Município	Latitude	Longitude	Forma de obtenção	Usado na modelagem
Ouro Preto	-20.45833300	-43.76277800	Prospecção prévia	piloto e final
Ouro Preto	-20.45024100	-43.80152900	Resgate de Flora	-
Ouro Preto	-20.44354500	-43.80126000	Prospecção piloto	final
Ouro Preto	-20.44257700	-43.80651000	Resgate de Flora	-
Ouro Preto	-20.43977400	-43.79190000	Resgate de Flora	piloto e final
Ouro Preto	-20.43507300	-43.75174700	Prospecção piloto	final
Ouro Preto	-20.43489546	-43.78927378	Prospecção prévia	-
Belo Vale	-20.42611100	-43.92750000	Registro em herbário	piloto e final
Ouro Preto	-20.42295824	-43.75561256	Fotografia	-
Itabirito	-20.33220200	-43.90756600	Prospecção prévia	piloto e final

Itabirito	-20.32306500	-43.92447000	Prospecção prévia	piloto e final
Itabirito	-20.31034400	-43.91065100	Prospecção prévia	piloto e final
Itabirito	-20.30478436	-43.91032465	Prospecção prévia	-
Itabirito	-20.30363300	-43.91083300	Registro em herbário	piloto e final
Itabirito	-20.30309173	-43.91330526	Prospecção prévia	-
Itabirito	-20.29848400	-43.90326300	Prospecção prévia	piloto e final
Itabirito	-20.29629381	-43.90744396	Registro em herbário	-
Itabirito	-20.29572152	-43.93403549	Prospecção piloto	final
Itabirito	-20.27055500	-43.88111100	Registro em herbário	piloto e final
Itabirito	-20.23828500	-43.85389000	Registro em herbário	piloto e final
Rio Acima	-20.13855600	-43.75756000	Registro em herbário	piloto e final
Rio Acima	-20.12476552	-43.74646042	Registro em herbário	piloto e final
Nova Lima	-20.11856600	-43.96198300	Fotografia	piloto e final

1990; Filgueiras, 1991; Vinícius-Silva *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2022). Todos os registros de ocorrência foram revisados quanto a localizações imprecisas e ausência de georreferenciamento, sendo observadas as descrições das etiquetas nas exsicatas para confirmação da ocorrência precisa, na ausência de coordenadas. Para o QF, a fonte primária forneceu 16 ocorrências, e a fonte secundária 7 ocorrências. Esta revisão de herbário está disposta na Tabela 1, na introdução desta Tese, e encontra-se publicada (Paulo *et al.*, 2023).

Foi realizada filtragem destes 23 pontos para permanecer os pontos com distâncias superiores a 1 km entre si. Com isso, foi evitada a presença de mais de uma ocorrência no mesmo pixel, considerando a resolução das variáveis bioclimáticas usadas na MDE, que foram de 1 km. Essa filtragem é fundamental para que não haja enviesamento da projeção do nicho ecológico. Esse procedimento foi executado na ferramenta de rarefação simples do pacote SDMtoolbox 2.0, no ArcMap (Brown *et al.*, 2017).

Na modelagem piloto, foram usados 13 pontos derivados de 21 pontos que foram rarefeitos para distâncias maiores que 1 km entre si. Foram encontradas 3 ocorrências fruto das prospecções de campo direcionada pela modelagem piloto, fornecendo um adicional de 3 pontos rarefeitos, totalizando 16 pontos que foram usados na modelagem final (Tabela 1.1).

Base de dados das variáveis ambientais

Foram selecionadas 29 variáveis (Anexo 1.1) para a MDE, sendo 19 bioclimáticas, cinco pedológicas, quatro topográficas e uma de índice vegetacional (NDVI – Índice de Vegetação com Diferença Normalizada). As variáveis bioclimáticas foram obtidas do WorldClim – *Global Climate Data* (<http://www.worldclim.org/>) (HIJMANS *et al.*, 2005), com resolução espacial de 30 arc-segundos (cerca de 1 km), em formato matricial. As variáveis de solo foram obtidas da ISRIC — World Soil information (<https://files.isric.org/soilgrids/>) com resolução espacial de 30 arc-segundos (cerca de 1 km), em formato matricial.

Os modelos digitais de elevação (SRTM - Shuttle Radar Topography Mission) foram usados para derivação em composição colorida (R/G/B: altitude/declividade/curvatura mínima e aspecto do terreno) através do método de Vasconcelos *et al.* (2012). Seguindo Sena-Souza *et al.* (2013), foi interpretada e classificada as bandas de acordo com a taxonomia do mapeamento geomorfológico descrito pelo IBGE (2009). Na plataforma Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com/>) foram adquiridas as imagens SRTM da base de dados do USGS – United States Geological Survey (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), e no mesmo ambiente foi confeccionado o mosaico de altitude, que foi processado para obtenção das derivadas de declividade em graus, do aspecto e curvatura mínima do terreno. Nesta mesma plataforma foi extraído o NDVI.

As variáveis bioclimáticas tiveram seus pixels reamostrados (fracionados) para garantir a compatibilidade da resolução espacial para a resolução das variáveis geomorfológicas com 90 m (Arieira *et al.*, 2018; Coelho *et al.*, 2016), mantendo o valor da matriz original. A vantagem desse processo é que há um refinamento das áreas de adequabilidade de ocorrência através das variáveis geomorfológicas inseridas nas características bioclimáticas. Por fim, todas as variáveis foram recortadas para o QF, seguindo os limites norte, sul, leste e oeste da espacialização das áreas de entorno das cangas (Figura 1.3), disponível na forma de shapefile (Instituto Prístino, 2023).

Seleção de variáveis para os MDEs

Na seleção das variáveis para a MDE piloto e final de *G. doellii*, foi usada a Análise de Componentes Principais (PCA). Amplamente usada em diversos trabalhos de MDE (Pecchi *et al.*, 2019; Machado-Stredel *et al.*, 2021; Dolci e Peruzzi, 2022), a PCA é um método estatístico que visa reduzir a dimensionalidade de um conjunto de dados que consiste em um grande número de variáveis inter-relacionadas. Isso é obtido pela transformação para um novo conjunto de variáveis, os componentes principais (CPs), que não são correlacionados e que são ordenados de modo que os primeiros, os principais, retenham a maior parte da variação presente em todas as variáveis originais (Jolliffe, 2002; 2022).

Na PCA foram considerados todos os pixels dos rasters e seus respectivos valores, cerca de 1.6 milhões de pixels para cada variável e foram selecionados os componentes que correspondem a 95% da variância total explicada. Por seguinte tiveram seus scores rasterizados para eliminar a colinearidade e autocorrelação entre variáveis (Castro *et al.*, 2020; Matias, 2022) e a geração do conjunto dos componentes ortogonais (Hirzel *et al.*, 2002). Este procedimento foi realizado no software R, a partir da função “rasterPCA”, do pacote RStoolbox (Leutner e Horning, 2016). Para se evitar a redundância na seleção das variáveis, foram escolhidas as variáveis de maior autovalor, não correlacionadas a 0.7 ou superior, na correlação de Pearson.

Para a interpretação das variáveis ambientais que melhor explicam a ocorrência da espécie, foi realizada uma PCA à parte usando o Software Past 4.03 (Hammer *et al.*, 2001). Foram usados os valores dos pixels das variáveis ambientais das 16 coordenadas rarefeitas de *G. doellii*, explorando assim um espaço amostral de valores das variáveis ao longo da ocorrência da espécie. Com a geração dos diferentes CPs, seguiu-se a seleção dos que somados explicam 95% da variância total dos dados, e dentre esses, foram verificadas as variáveis de maior autovalor.

Mediante o conhecimento prévio do comportamento da espécie, foi usado o critério biológico/ecológico para escolha das variáveis que melhor explicam a distribuição da espécie, quando estas eram altamente correlacionadas (multicolinearidade), ou seja, correlação de Pearson acima de 0.7. No caso das variáveis bioclimáticas, o critério biológico/ecológico observado foi o trimestre que abarca o período fenológico da floração e frutificação. Portanto, a escolha das variáveis para explicar a adequabilidade de habitat para *G. doellii*, priorizou o critério estatístico (maior autovalor) e depois o critério biológico/ecológico, sendo assim as variáveis definidas para o modelo conceitual ecológico (Araújo e Guisan, 2006; Guisan, 2006; Sevilha, 2016).

No processamento de todas camadas ambientais, foram acrescidos no recorte do QF uma margem de 50 km nos limites superior, inferior, esquerdo e direito, e depois de gerados os modelos, esta mesma margem foi recortada para os limites originais. Essa ampliação da margem, tem função de melhorar a interpretação dos modelos de adequabilidade de ocorrência nas zonas limítrofes da área de estudo. Dessa forma, são reduzidos os efeitos arbitrários do truncamento ecológico associado aos limites, e estes não possuem qualquer relação ecológica com a distribuição da espécie (Sevilha, 2016).

No recorte das variáveis ambientais, não foram eliminadas as áreas de mineração, afim de avaliar a adequabilidade de habitat que foi afetada nessas áreas. Além disso, nos polígonos destas áreas, existem manchas vegetacionais que permanecem intactas e são possíveis alvos de supressão, quando ocorre expansão de mina. Estas áreas passam por licenciamento ambiental e consequente Resgate de Flora anterior a supressão da vegetação (MMA, 2005; 2009).

Para entendimento do comportamento das variáveis do modelo conceitual ecológico relacionado aos pontos de *G. doellii*, na ferramenta Extract Multi Values to Points no software ArcMap (ESRI), foram extraídos os valores das variáveis nas coordenadas dos 16 pontos usados na modelagem final. Além disso, foram extraídos os valores de todos pixels (cerca de 1.6 milhões) dos rasters das variáveis. Para efeito comparativo e interpretação gráfica, a proporção dos valores das variáveis dos 16 pontos de *G. doellii* foram multiplicados pelo valor total de pixels, para dessa forma poderem serem plotados no mesmo gráfico, que foram produzidos no Excel Office 2019.

Algoritmos utilizados, parâmetros de processamento e avaliação dos modelos

A projeção das áreas de adequabilidade de ocorrência das espécies foi conduzida no software R, por meio do pacote “biomod2” (Thuiller *et al.*, 2019), utilizando oito algoritmos (Tabela 1.2).

Foi usada a estratégia de fracionar os registros de ocorrência em 70% para treino e 30% para validação, com cinco replicações cada, tal qual José-Silva *et al.* (2018). Para os algoritmos RF, CTA, que necessitam de dados binários (presença e ausência), a falta de registros de ausência foi contornada com a criação de pseudo-ausências (PAs) (Barbet-Massin *et al.*, 2012). Para estes, o processamento considerou o número de PAs igual ao número de pontos de ocorrência de cada espécie. Para melhorar o ajuste dos modelos, os demais algoritmos utilizaram cinco conjuntos de 1.000 PAs (Barbet-Massin *et al.*, 2012). O método de criação das PAs foi o “disk”, presente no pacote “biomod2”, com distância máxima igual a distância média entre os pontos de ocorrência e, a distância mínima igual a distância média entre o ponto de referência e os pontos mais próximos (Thuiller *et al.*, 2019). Totalizaram-se 200 modelos, uma vez que para cada um dos algoritmos (8), foram processadas 5 repetições para cada 5 conjunto de pseudo-ausências.

Foram consensuados todos os modelos dentre os algoritmos analisados, para geração do mapa final de adequabilidade, com aqueles com desempenho superior a 0.4 em relação a métrica de avaliação True Skill Statistic (TSS) (Zhang *et al.*, 2015). Do modelo consenso, foi construído mapa binário afim delimitar áreas adequadas e não adequadas. As áreas adequadas foram definidas com base a valores superiores ao ROC *threshold* médio entre os modelos, que foi 0.42 (daqui em diante chamado de limite mínimo), maximizando a sensibilidade e especificidade (Liu *et al.*, 2005).

As especificações supracitadas, foram embutidas no Software R 3.4.4, com as adaptações para atender as peculiaridades da análise da espécie-alvo, usando como base a rotina para rodagem dos algoritmos e métricas de precisão, desenvolvida e disponibilizada por Eisenlohr (2020).

Adequabilidade no uso da terra, UCs e áreas privadas

Tabela 1.2 – Algoritmos utilizados na modelagem de distribuição de *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, MG.

Algoritmos	Autor
Artificial Neural Networks (ANN)	(RIPLEY, 2007)
Classification Tree Analysis (CTA)	(DE'ATH; FABRICIUS, 2000)
Flexible Discriminant Analysis (FDA)	(HASTIE; TIBSHIRANI; BUJA, 1994)
Generalized Additive Models (GAM)	(HASTIE; TIBSHIRANI, 1990)
Generalized Linear Models (GLM)	(MCCULLAGH; NELDER, 1989)
Maximum Entropy (MAXENT)	(PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006)
Multiple Adaptive Regression Splines (MARS)	(FRIEDMAN, 1991)
Random Forest (RF)	(BREIMAN, 2001)

Na ferramenta Reclassify – Spatial Analyst, no ArcMap, o modelo consenso da modelagem piloto e final em formato raster foram reclassificados nos valores de probabilidade para quatro classes de adequabilidade de hábitat: 1) inadequada (abaixo do limite mínimo), 2) baixa (limite mínimo – 0.5), 3) média (0.5 – 0.75) e 4) alta (0.75 – 1). Para efeito comparativo dos dois modelos consenso (piloto e final), os valores de adequabilidade dos 16 pontos usados na modelagem final, foram extraídos de ambos modelos através da ferramenta Extract Multi Values to Points, no ArcMap.

Após isso, e de agora em diante, o processamento realizado somente no modelo consenso da modelagem final. Na ferramenta Intersect – Analysis, no ArcMap, foi realizada a sobreposição do shapefile de áreas de adequabilidade com os shapefiles das fisionomias vegetacionais, uso do solo, das áreas de Unidades de Conservação (UCs), das áreas particulares da Gerdau Açominas S.A., das cangas do QF e áreas de entorno. Após isso foi calculada a área de cada classe de adequabilidade com estas áreas sobrepostas, através da exportação em formato Excel dos valores das Tabelas de Atributos dos shapefiles gerados.

Os shapefiles das cangas, entorno e UCs foram obtidos na plataforma do Instituto Prístino (2023), sendo as UCs constantes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). O raster (formato .tif) do uso da terra foi obtido da plataforma MapBiomias (MapBiomias, 2022) e depois foi convertido para shapefile. Para distinguir as vegetações denominadas como vegetações campestres (que inclui Campos Rupestres e Campos de Cerrado) foi usado o shapefile da vegetação fornecida em Instituto Prístino (2023).

O shapefile das áreas particulares da Gerdau Açominas S.A. foi fornecido pela empresa e também está disponível na plataforma do Sistema de Gestão Fundiária (SIGEF, 2024). Para as UCs, foi dada atenção especial na análise daquelas que estão em duas condicionantes de licenciamento ambiental - processos SLA nº 2581/2020 e COPAM nº 01776/2004/026/2017 (SISEMA, 2024), cuja proposta de compensação e compromisso assumido pela empresa, é de prospectar novas populações de *G. doellii* dentro das UCs de Proteção Integral definidas, a saber: Parque Estadual Serra de Ouro Branco, Parque Estadual da Serra do Rola Moça, Monumento Natural Estadual da Serra da Moeda, Estação Ecológica Estadual de Arêdes, Parque Nacional da Serra do Gandarela e Monumento Natural Municipal Serra da Calçada. Além dessas, foi incluída a Reserva Particular do Patrimônio Natural Luiz Carlos Jurovsk Tamassia por ser área da Gerdau Açominas S.A. (Uso Sustentável), onde a mesma pode direcionar esforços para prospecção de novas populações e translocação de mudas.

O shapefile das áreas de mineração do Sinclinal Moeda e sul do QF foram sobrepostas com as áreas das classes de adequabilidade, na ferramenta Intersect – Analysis, no ArcMap. Esta análise foi concentrada nesta região, devido a concentrar a maioria das ocorrências conhecidas de *G. doellii*. Para uma análise mais refinada da afetação da mineração sobre as classes de adequabilidade, dentro dos polígonos das áreas de mineração, foi usada a variável NDVI para discriminar as áreas com vegetação suprimida. Estas foram definidas em valores inferiores a 0.1, e a vegetação remanescente acima desse valor da variável. Na mesma região, essas análises foram feitas dentro do polígono total das áreas privadas da Gerdau Açominas S.A., onde se encontram os empreendimentos minerários da empresa. Dentro da área da empresa, foi analisada a adequabilidade nas áreas não protegidas e nas seguintes áreas protegidas: Áreas de Compensação Ambiental, Reserva Legal e UCs. As áreas de Compensação estão definidas no Parecer Único do órgão licenciador (SISEMA, 2024), as áreas de Reserva Legal foram extraídas do SIGEF (2024) e as UCs do mesmo shapefile supracitado (Instituto Prístino, 2023).

1.4. RESULTADOS

No total foram encontradas 23 ocorrências de *G. doellii* no QF, 17 dessas foram encontradas em parceria com a Gerdau Açominas S.A. e seus prestadores de serviços, e as outras 7 são registros de herbários (Tabela 1.1).

A modelagem piloto e modelagem final foram consideradas satisfatórias, mediante os valores apresentados nos algoritmos (Tabela 1.3), especialmente para TSS, alcançando médias superiores a 0.4, tendo excelente poder de explicação para *G. doellii*, demonstrando ser diferente da predição aleatória das áreas com adequabilidade (Allouche *et al.*, 2006). Na modelagem final, apenas o algoritmo GAM apresentou valor inferior a 0.4, sendo assim retirado do modelo consenso. Contudo,

Tabela 1.3 – Estatísticas de precisão do modelo de distribuição de espécies para *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, MG.

Algoritmo	TSS		TSS (sd)		AUC		AUC (sd)	
	PILOTO	FINAL	PILOTO	FINAL	PILOTO	FINAL	PILOTO	FINAL
MAXENT.Phillips	0.72508	0.70576	0.157204	0.174543	0.8782	0.8388	0.071653	0.113599
GLM	0.702	0.7058	0.210303	0.21701	0.8434	0.8508	0.113594	0.121306
GAM*	0.2666	0.1699	0.271084	0.220694	0.6265	0.5727	0.140261	0.118424
ANN	0.67184	0.701	0.223331	0.188533	0.85764	0.8564	0.113764	0.11157
FDA	0.59868	0.60528	0.180221	0.175775	0.75212	0.7680	0.133672	0.113278
MARS	0.31536	0.47392	0.178491	0.291435	0.62672	0.7038	0.103555	0.186341
CTA	0.45336	0.4	0.302601	0.319259	0.6955	0.6599	0.172001	0.208086
RF	0.7334	0.70676	0.25466	0.277608	0.8579	0.8201	0.165013	0.194562

TSS = métrica de precisão *True Skill Statistic*; AUC = métrica de precisão dos modelos de distribuição de espécies que resume em um único valor o gráfico referente a curva ROC (área abaixo da curva característica de operação; sd – desvio padrão. *Não foi usado no modelo consenso.

os algoritmos MAXENT.Phillips, GLM e RF se destacaram com valores de TSS superiores a 0.7 e valor ROC-AUC superior a 0.83 em ambos modelos.

O modelo conceitual ecológico para a espécie é composto por variáveis bioclimáticas e de solo. As variáveis bioclimáticas apresentaram os maiores autovalores (Anexo 1.2) e são altamente correlacionadas entre si na distribuição de *G. doellii* no QF (Anexo 1.3). Dentre essas, destaque para Bio 17 (Precipitação do trimestre mais seco), onde os valores de 75% das localidades de ocorrência de *G. doellii* são superiores à média da área total avaliada (40.33 mm), atingindo média de 43 mm (Figuras 1.5 e 1.6; Anexo 1.1). Com variáveis de temperatura, Bio 17 se correlaciona a valores próximos a -1, como para Bio 9 – Temperatura média do trimestre mais seco (correlação de -0.95), revelando a ocorrência da espécie em regiões mais úmidas e frias, o que é muito influenciado pela correlação com a altitude (Anexo 1.3), cujas ocorrências apresentaram média superior a 1200 m (Anexo 1.1).

Dentre as variáveis bioclimáticas pouco correlacionadas com as demais, Bio 15 (Sazonalidade da precipitação), apesar de menor autovalor, se destaca pelos valores mais baixos nas ocorrências de *G. doellii* (menores desvios-padrões = áreas mais sazonais). Para Bio 3, a espécie apresentou ocorrência em regiões com valores medianos de isothermalidade (Figuras 1.4 e 1.5, Anexo 1.1).

Apesar de menores autovalores em comparação com as variáveis bioclimáticas, algumas variáveis de solo são importantes para explicar a distribuição de *G. doellii*, pois apresentaram-se pouco correlacionadas com as variáveis bioclimáticas. *Gymnopogon doellii* apresentou ocorrências somente em áreas com conteúdo médio a alto de areia (acima de 45%). Fragmentos grossos apresentou-se como

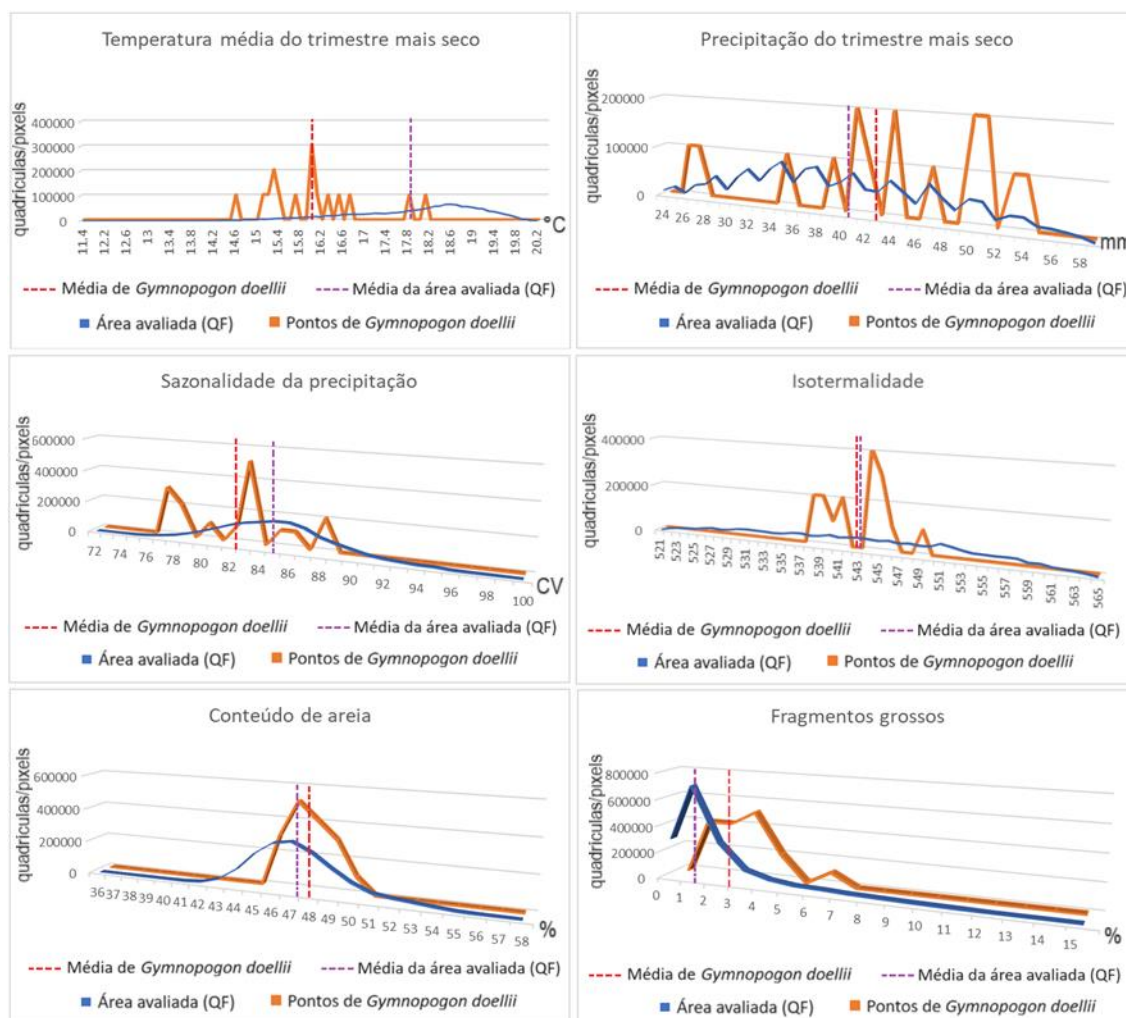


Figura 1.4 – Média e valores das variáveis, de todas as quadrículas da área total (cerca de 1.6 milhões) e média e valores das 16 ocorrências de *Gymnopogon doellii*, no Quadrilátero ferrífero, MG. Os valores das 16 ocorrências tiveram seus valores multiplicados por 1.6 milhões (total de quadrículas), para visualização de forma gráfica junto aos valores da área total. CV = coeficiente de variação.

uma variável com destaque para os solos de *G. doellii*, pois apresentam duas vezes mais proporção no solo do que a média da área total (Figura 1.4 e 1.5).

Avaliação da adequabilidade na área total

Os mapas consenso de adequabilidade do modelo piloto e modelo final apresentaram-se semelhantes, com as porcentagens de adequabilidade para cada classe quase idênticas (Tabela 1.4). Contudo, a extração dos valores nos pontos mostrou em média um ganho de 37% de adequabilidade no modelo final, ao longo dos 16 pontos de ocorrência da espécie (Tabela 1.5).

Do total da área avaliada (cerca de 13 mil km²), 92% é inadequada para *G. doellii*, 2.6% é de baixa, 3.8% de média e 1.23% de alta adequabilidade (Tabela 1.4, Figura 1.6).

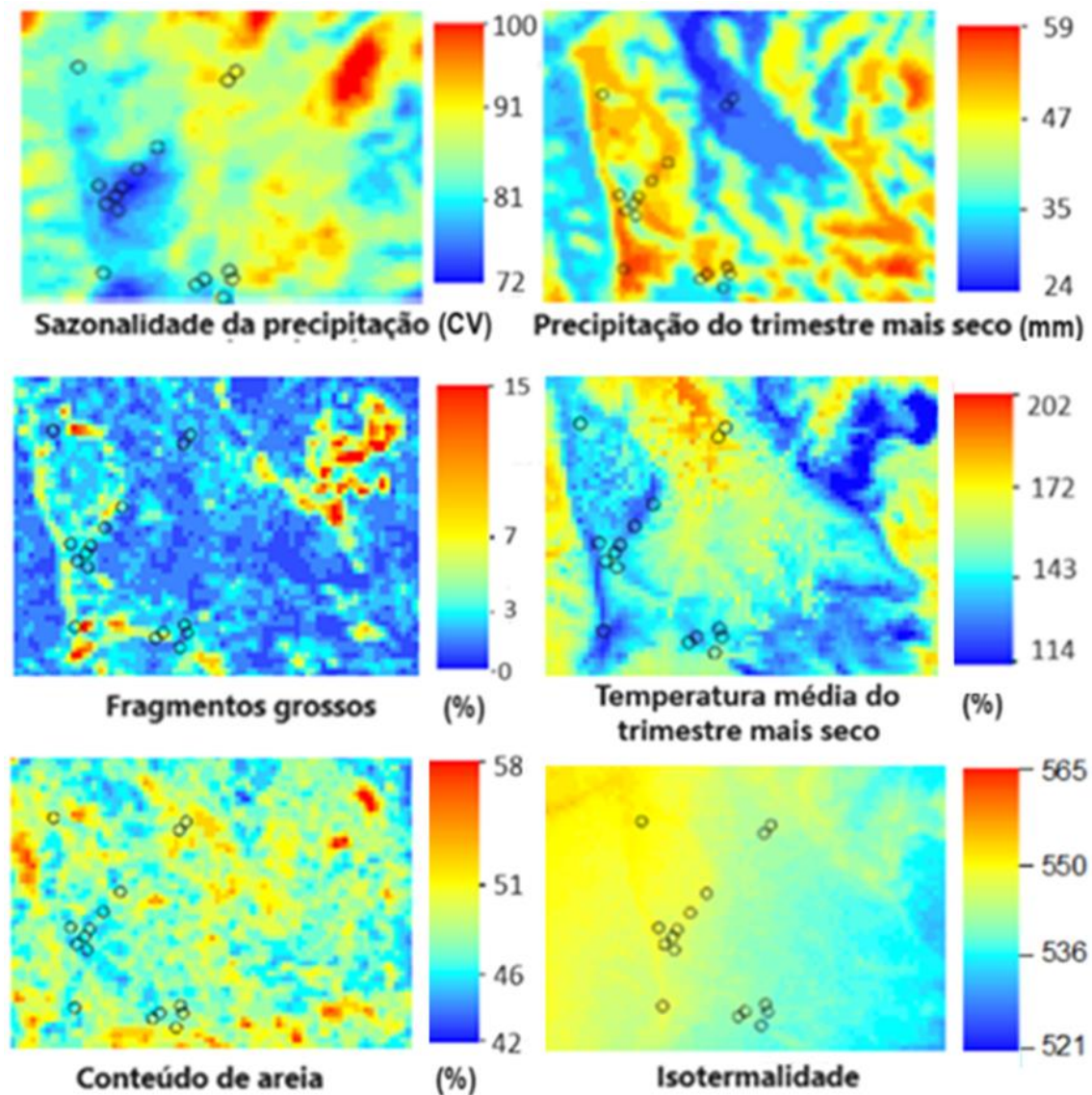


Figura 1.5 – Rasters das variáveis ambientais focadas ao longo das ocorrências de *Gymnopogon doellii* (círculos) no Quadrilátero Ferrífero, MG. CV = coeficiente de variação.

A avaliação da cobertura do solo (Figura 1.7, Tabela 1.6) revelou que as áreas inadequadas são compostas por 37.6% de formações florestais, 26.9% de pastagens, 13.2% de mosaico de usos, 7.16% de áreas urbanas, 6.14% de vegetação campestre, 4.08% de floresta plantada, 2% de mineração e 3% de valores ínfimos somados de outras coberturas. As áreas altamente adequadas são compostas de 59.83% de vegetações campestres, 13.38% formações florestais, 12.27% mineração, 3.92 afloramentos rochosos, 3.88% áreas urbanas, 2.59% mosaico de usos, 2.2% pastagens, 1.71 outras áreas não vegetadas e 0.2% das outras áreas com valores ínfimos.

Tabela 1.4 – Distribuição da adequabilidade de hábitat para *Gymnopogon doellii* nas poligonais da área total avaliada do Quadrilátero Ferrífero, MG.

Poligonal (área em km ²)	Porcentagem e (área em km ²) das classes de adequabilidade			
	inadequada	baixa	média	alta
Área total (13157) – Modelagem piloto	92% (12139)	2.65% (349)	3.8% (503)	1.25% (164)
Área total (13157) – Modelagem final	92% (12104)	2.6% (342)	3.8% (500)	1.23% (162)
Unidades de Conservação (UCs) (6617)	87.9% (5816)	3.8% (251)	6.7% (443)	1.5% (99)
UC de Proteção Integral (626)	70% (438)	6.6% (41)	15.5% (97)	7.75% (48)
UC de Uso Sustentável (2742)	87.6% (2401)	4.4% (120)	7.15% (196)	0.78% (21)
Área de Proteção Especial (3249)	91% (2973)	2.75% (89)	4.65% (151)	1% (35)
Cangas (186)	71% (132)	6.5% (12)	15.9% (29)	6.6% (12)
Entorno das Cangas (3049)	78% (2378)	5.3% (161)	11.4% (347)	5.1% (155)
Vegetações campestres de Cerrado (837)	62.9% (526.5)	8.9% (74.5)	20.2% (169)	8% (67.47)
Vegetação de Campo Rupestre (268)	51.7% (138.5)	10.20% (27.3)	26.7% (71.55)	11.4% (30.53)
Supressão da vegetação por mineração no Sinclinal Moeda e sul do QF (51)	39.2% (20)	19.6% (10)	31.4% (16)	9.8% (5)
Remanescentes dentro das áreas de mineração (47)	31.9% (15)	19.1% (9)	36.2% (17)	12.8% (6)
Supressão da vegetação pela Gerdau (7)	8.6% (0.6)	1.4% (0.1)	22.9% (1.6)	67% (4.7)
Remanescentes dentro das áreas da Gerdau (83)	30.1% (25)	7.2% (6)	22.9% (19)	39.7% (33)
	Porcentagem dos tipos de UC			
Área total (13157)	Proteção Integral	Uso Sustentável	APE	Fora UCs
	9.5% (628)	41.4% (2739)	49.1% (3249)	49.7% (6541)
Cangas (186) – 1,4% da área total	13.5% (25)	26% (48)	43% (80)	17.2% (32)

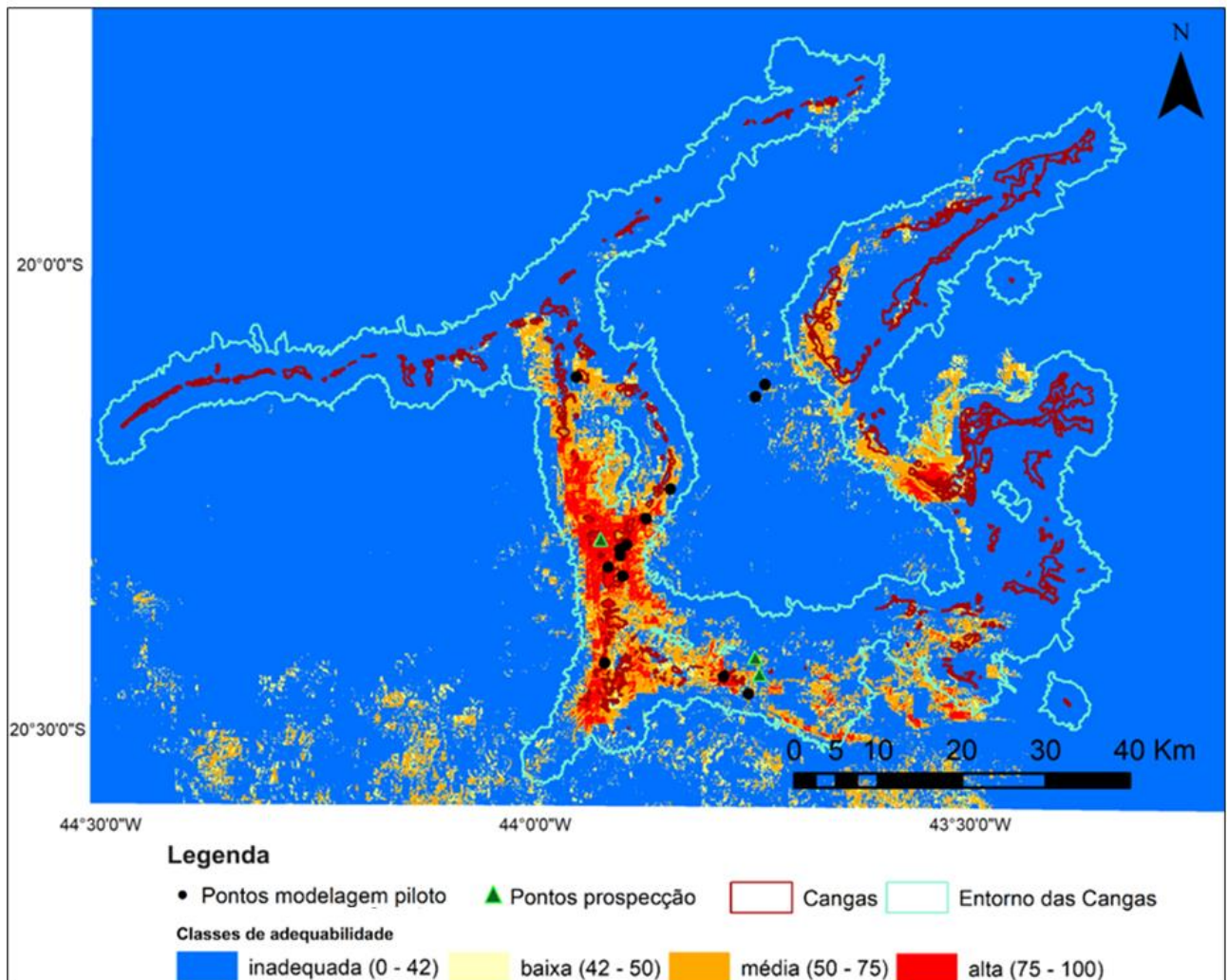


Figura 1.6 – Mapa consenso do modelo final de adequabilidade de habitat para *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, MG. Classes de adequabilidade, correspondem a probabilidade da espécie ocorrer: Áreas inadequadas $\leq 42\%$; $42\% \leq$ baixa ≤ 50 ; $50\% \leq$ média ≤ 75 e alta adequabilidade $\geq 75\%$.

Nas áreas de cangas (186 km²), 71.08% são inadequadas, 6.47% de baixa, 15.85% de média e 6.6% de alta adequabilidade. Em áreas do entorno das cangas (3049 km²), 78% são inadequadas, 5.3% de baixa, 11.4% de média e 5.1% de alta adequabilidade (Tabela 1.4, Figura 1.6).

Na distinção das vegetações campestres, 75.75% são áreas de Campos (daqui para frente = vegetações campestres de Cerrado), e 24.25% de Campos Rupestres. As vegetações campestres de Cerrado apresentaram 62.2% de suas áreas inadequadas, 8.9% de baixa, 20.2% de média e 8.75% de alta adequabilidade. Os Campos Rupestres apresentam 50.56% de suas áreas inadequadas, 10.20% de baixa, 26.7% de média e 12.37% de alta adequabilidade. A Figura 1.8 ilustra como é esse mosaico de Campos Rupestres, vegetações campestres de Cerrado, Cerrado Stricto Sensu e Floresta Atlântica, em regiões de ocorrência de *G. doellii* no Quadrilátero Ferrífero.

Tabela 1.5 – Valores de adequabilidade de hábitat para *Gymnopogon doellii* nas 16 ocorrências do Quadrilátero Ferrífero, MG, usadas na modelagem de distribuição de espécies (modelo piloto x modelo final).

Coordenadas		Adequabilidade		
Latitude	Longitude	Modelagem piloto	Modelagem final	Ganho de adequabilidade (%)
-20.1248	-43.7465	34.34	55.62	61.98
-20.4583	-43.7628	69.7	76.45	9.68
-20.443545*	-43.80126*	57.48	87.62	52.42
-20.435073*	-43.751747*	27.94	75.25	169.37
-20.4349	-43.7893	63.88	85.32	33.57
-20.4261	-43.9275	82.2	86.95	5.77
-20.423	-43.7556	19.01	59.05	210.67
-20.3322	-43.9076	85.57	91.94	7.44
-20.3231	-43.9245	82.28	91.41	11.1
-20.3103	-43.9107	92.03	88.24	-4.12
-20.2985	-43.9033	93.2	92.46	-0.79
-20.29572152*	-43.93403549*	82.05	94.99	15.76
-20.2706	-43.8811	86.07	93.57	8.71
-20.2383	-43.8539	71.88	75.86	5.54
-20.1386	-43.7576	54.2	53.72	-0.88
-20.1186	-43.962	57.27	63.03	10.05
Média		66.19	79.47	37.27

* Usado somente na modelagem final

Da área total avaliada, 50% pertence a UCs (6617 km²), sendo 41.4% de uso sustentável, 9.5% de proteção integral e 49.1% de APes (área de proteção especial). Dentro das áreas de todas UCs, 87.9% das áreas são inadequadas para *G. doellii*, 3.8% de baixa, 6.7% de média e 1.5% de alta adequabilidade. Para áreas de UCs de proteção integral (total de 626 km²), 70% são inadequadas, 6.6 de baixa, 15.5% de média e 7.75% de alta adequabilidade. Para áreas de UCs de uso sustentável (total de 2742 km²): 87.6% inadequadas, 4.4% baixa, 7.15% média, 0.78% alta. Para áreas de APes (total de 3249 km²): 91.5% inadequadas, 2.75% baixa, 4.65% média e 1.08% alta (Tabela 1.4, Figura 1.9).

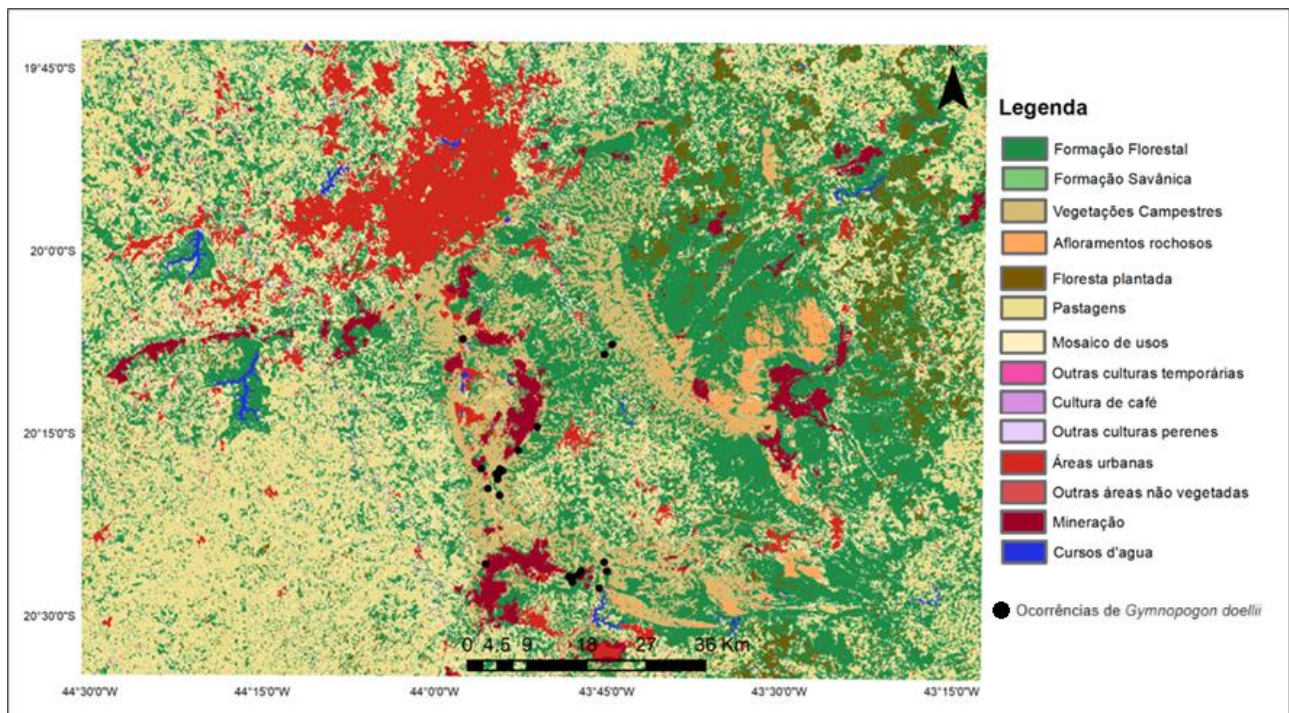


Figura 1.7 – Uso, cobertura do solo e ocorrências de *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, MG.

Dentre as UCs de proteção integral que são alvo de prospecção de populações segundo condicionante de licenciamento ambiental, a Estação Ecológica de Arêdes (11.86 km²) e Monumento Natural da Serra da Moeda (23.72 km²) se destacam, com 56% e 70% das suas áreas com alta adequabilidade, respectivamente (Figura 1.9, Anexo 1.4).

Das áreas de cangas 17.2% estão fora de UCs, 13.5% estão sob UC de proteção integral, 26% de uso sustentável e 43% de proteção especial (Tabela 1.4, Figura 1.9). Nas áreas de mineração do Sinclinal Moeda e sul do QF (Figura 1.10, Tabela 1.4), foi suprimida vegetação de 39.2% de áreas inadequadas, 19.6% de baixa, 31.4% de média e 9.8% de alta adequabilidade. Do total de áreas de vegetação remanescente, 31.9% são inadequadas, 19.1% de baixa, 36.2% de média e 12.8% de alta adequabilidade (Tabela 1.4).

Dentro das áreas avaliadas de propriedade da Gerdau Açominas S.A. (90 km²), foi suprimido 7 km² de vegetação, onde 8.6% eram inadequadas para *G. doellii*, 1.4% de baixa, 22.9% de média e 67% de alta adequabilidade. Do total da vegetação remanescente, 30.1% são inadequadas, 7.2% de baixa, 22.9% de média e 39.7% de alta adequabilidade. (Figura 1.10, Tabela 1.4). O remanescente está protegido em 21.9% por Reserva Legal, 12.1% em UC de proteção integral e 4.8% em Área de Compensação Ambiental, e essas áreas são 33.2%, 72% e 64.1% altamente adequadas, respectivamente. As áreas não protegidas apresentam 36% das áreas inadequadas, 20.7 de baixa, 22.1 de média, e 36% de alta adequabilidade.

Tabela 1.6 – Classes de adequabilidade de hábitat para *Gymnopogon doellii* nas áreas de cobertura e uso do solo no Quadrilátero Ferrífero, MG.

Cobertura ou uso da terra	Adequabilidade (km ²)				Total (km ²)	Total (%)
	inadequada	baixa	média	alta		
Formação Florestal	4568	74.38	94	21.92	4758.3	36.17
Pastagem	3270	90.2	73.85	3.61	3437.66	26.13
Mosaicos de usos	1607	28.77	26.5	4.25	1666.52	12.67
Vegetação Campestre	742	81	184.7	98	1105.7	8.4
Áreas urbanas	868	7.34	11.5	6.35	893.19	6.79
Floresta plantada	497	6.11	5.19	0.12	508.42	3.86
Mineração	245	32	55.64	20.1	352.74	2.68
Afloramentos Rochosos	88.86	22	42	6.42	159.28	1.21
Savana	82.5	0.62	0.64	0	83.76	0.64
Cursos d'água	72.84	1.41	1.44	0.23	75.92	0.58
Outras áreas não vegetadas	49.3	2	4.32	2.8	58.42	0.44
Terras úmidas	25.7	0	0	0	25.7	0.2
Outras culturas temporárias	20.65	0.42	0.3	0	21.37	0.16
Cultura de Café	8.2	0.5	0.51	0	9.21	0.07
Outras culturas perenes	1.27	0.03	0.01	0	1.31	0.01
Total	12146.3	346.78	500.6	163.8	13157	100

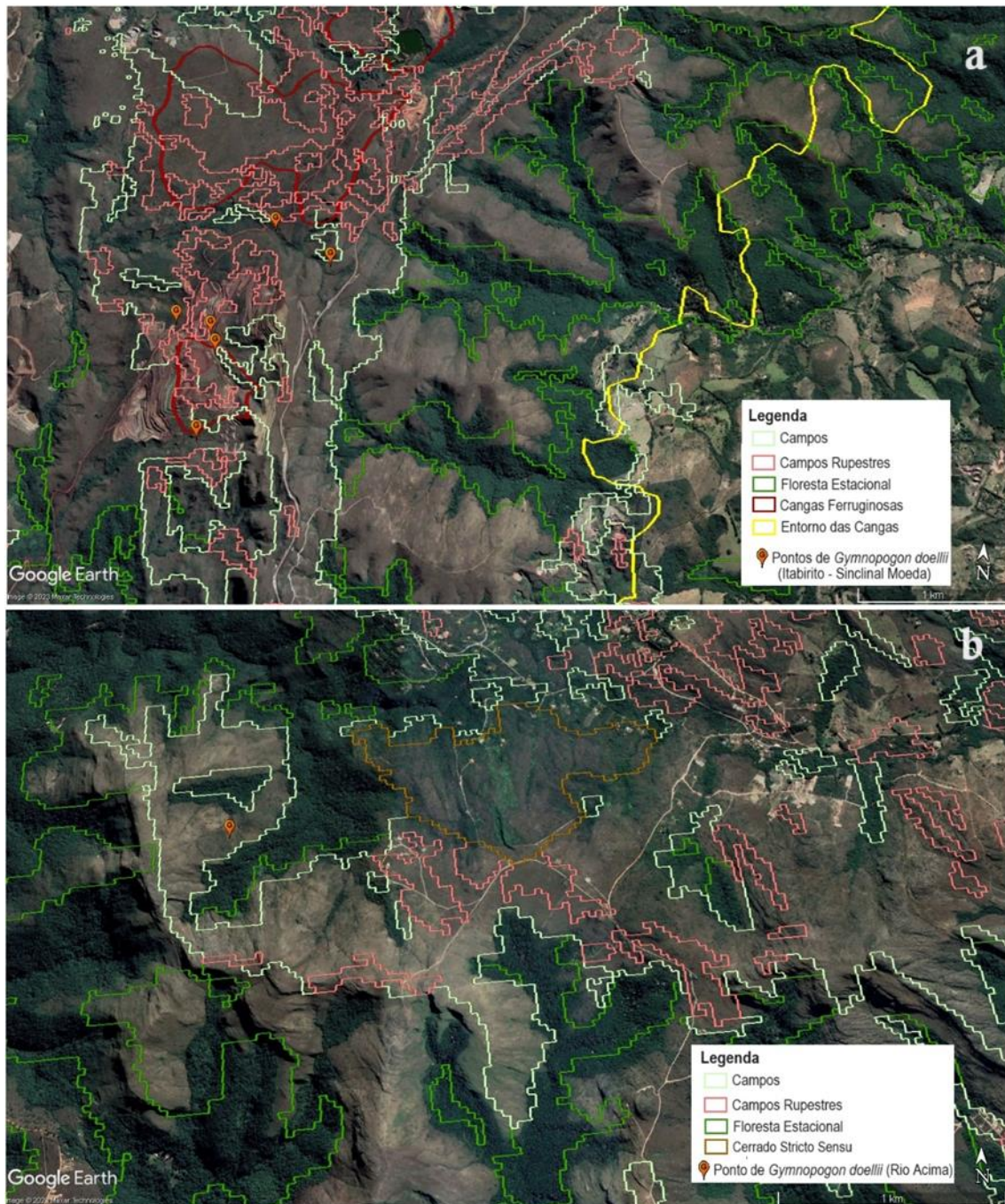


Figura 1.8 – Mapa de duas regiões de ocorrência de *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, MG, mostrando os mosaicos vegetacionais de Campos Rupestres, Campo Cerrado, Cerrado Stricto Sensu e Floresta Atlântica. a) região das cangas no Sinclinal Moeda; b) região distante das cangas, em Rio Acima.

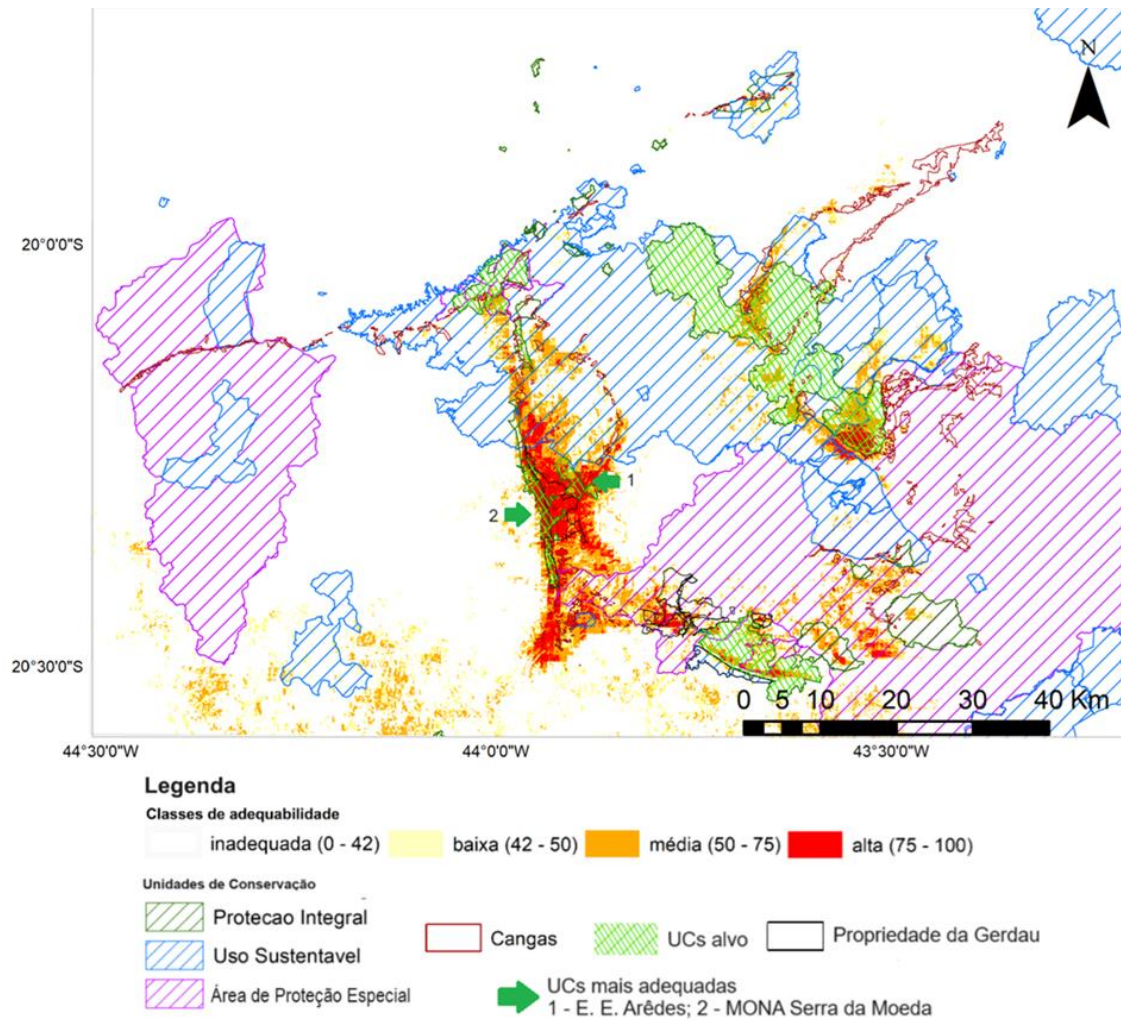


Figura 1.9 – Unidades de Conservação (UC) no Quadrilátero Ferrífero, MG, e adequabilidade de hábitat para *Gymnopogon doellii*. Destaque para as UC alvo de prospecção de novas populações. Classes de adequabilidade, correspondem a probabilidade da espécie ocorrer: Áreas inadequadas $\leq 42\%$; $42\% \leq$ baixa ≤ 50 ; $50\% \leq$ média $\leq 75\%$ e alta adequabilidade $\geq 75\%$.

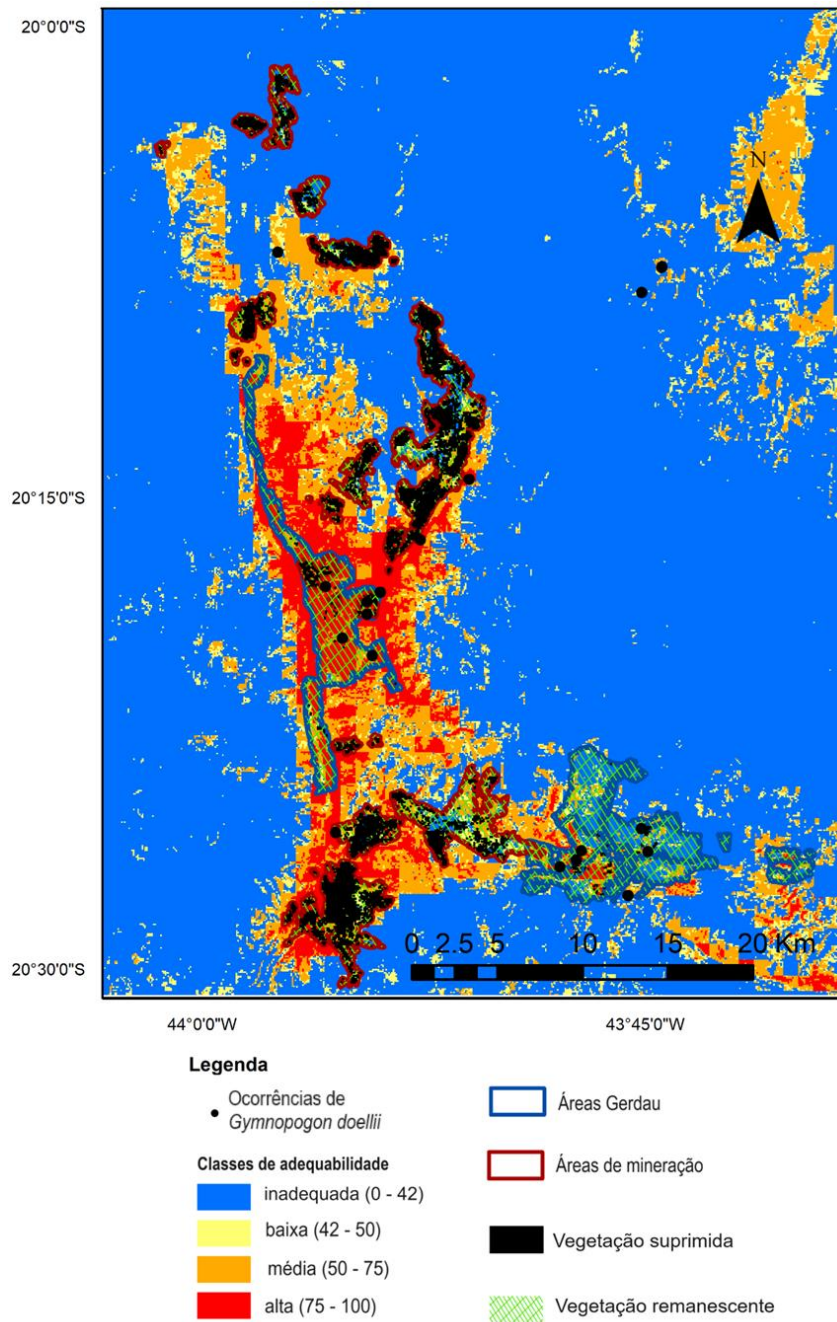


Figura 1.10 – Adequabilidade de habitat para *Gymnopogon doellii* ao longo do Sinclinal Moeda e porção Sul do Quadrilátero Ferrífero, MG. Destaque para as áreas de mineração incluindo áreas da Gerdau Açominas S.A. Classes de adequabilidade, correspondem a probabilidade da espécie ocorrer: Áreas inadequadas $\leq 42\%$; $42\% \leq$ baixa ≤ 50 ; $50\% \leq$ média $\leq 75\%$ e alta adequabilidade $\geq 75\%$.

1.5. DISCUSSÃO

Os resultados de prospecção de *G. doellii* mostraram que, com um maior esforço de buscas de ocorrências para esta espécie categorizada como criticamente ameaçada de extinção (CR), foi possível encontrar significativo número de localidades não conhecidas e não registradas para a mesma. Pelas

suas características fisiológicas, é de se esperar que *G. doellii*, assim como outras gramíneas com metabolismo fotossintético C4, tenham ampla distribuição de ocorrência em fisionomias abertas (Bremond *et al.*, 2012; Osbone *et al.*, 2014; Pardo e Vanburen, 2021). Deve-se considerar também a sua alta taxa de produção de sementes e considerável porcentagem de germinação e sementes viáveis (Carmona *et al.*, 1997). Além disso, Martins *et al.* (2022) contabilizou 287 indivíduos em área relativamente pequena no Parque Nacional Brasília, ocorrendo em diferentes fisionomias de Cerrado, incluindo até área degradada regenerante (cascalheira).

Como para muitas espécies consideradas raras, é possível que *G. doellii* não seja tão rara a nível crítico de ameaça de extinção. A espécie entrou em categorias de alto risco de extinção, devido a baixo número de registros, que podem ser aumentados mediante prospecção de novas populações e revisão de herbário (Sousa-Baena *et al.*, 2014; Lughadha *et al.*, 2019). Com a revisão de registros de *G. doellii*, foi possível encontrar registros em Poços de Caldas (MG) e Lavras (MG), regiões até então com poucas expectativas para a sua ocorrência, fora do Quadrilátero Ferrífero (Filgueiras, 1991; Vinicius-Silva *et al.*, 2020). Sendo assim, quanto mais os conhecimentos dessa espécie avançarem e novos registros de ocorrência forem realizados, é possível que a espécie não se enquadre no atual status de conservação. Com o acréscimo de apenas quatro novos registros, Vinicius-Silva *et al.* (2020) sugeriu a reavaliação do status de conservação dessa espécie para ‘Em Perigo’ (EN).

Para contribuir ainda mais para as reavaliações de status, a modelagem piloto foi eficiente para indicar as áreas que são adequadas para a ocorrência da espécie, direcionando novos achados. Esta ferramenta é extremamente importante para o acréscimo de valores no universo amostral das ocorrências da espécie, enrobustecendo a predição da modelagem final (Stockwell e Peterson, 2002; Wisz *et al.*, 2008). Com isso, houve um refinamento do mapa de adequabilidade, com um aumento significativo da precisão do modelo, na projeção de maior adequabilidade nas ocorrências conhecidas de *G. doellii*. Isso foi possível apenas com o acréscimo de três pontos de ocorrência, proporcionando assim um melhor direcionamento de áreas alvo de prospecção de novas populações (McCune, 2016).

Tal como ocorre em Rio Acima (Figura 1.8b), em áreas de vegetação campestre de Cerrado, distante das regiões de cangas ferruginosas, é possível verificar que *G. doellii* não é restrita apenas às áreas onde é mais intensa a extração de minério de ferro (Figura 1.8a) (Fernandes-Filho, *et al.*, 2022). Além disso, a maioria das ocorrências da espécie se concentram na região do entorno das cangas, onde há um mosaico vegetacional de fisionomias campestres de Cerrado, com presença de Cerrado Strictu Sensu, Campos Rupestres Quartzíticos, entremeados à Floresta Atlântica (Figura 1.8) (Jacobi *et al.*, 2007; Silveira *et al.*, 2016; Mendonça *et al.*, 2020).

Pela análise de sobreposição das classes de adequabilidade com as fisionomias vegetacionais, em meio a esse mosaico, a modelagem foi eficiente para revelar que as áreas inadequadas para *G.*

doellii em grande parte é composta por Floresta Estacional Semidecidual (Fernandes-Filho, *et al.*, 2022), onde o gênero *Gymnopogon* que é C4, bem como muitas gramíneas, não ocorrem (de Deus Vidal *et al.*, 2021). Apesar das fisionomias da vegetação não ter entrado como variável no modelo, o conjunto de variáveis utilizado foi eficiente para indicar que o nicho ecológico da espécie está relacionado a vegetação. Já é consolidado o conhecimento de que as variáveis ambientais embutidas na modelagem para *G. doellii* (Anexo 1.1) tais quais edáficas, topográficas e climáticas são determinantes das fisionomias vegetacionais (Ferreira *et al.* 2007; Arruda *et al.*, 2015). Além dessas, a variável NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada), é eficiente para estimar a produtividade das diferentes vegetações do Cerrado e separar as suas fisionomias, através de análises de MODIS (Espectrorradiômetro de Imagem de Resolução Moderada) (Ratana *et al.*, 2005).

Nesta mesma linha, a análise de sobreposição revelou que as áreas altamente adequadas para *G. doellii* são compostas em grande parte por vegetações campestres de Cerrado, que estão mais concentradas na área do entorno das cangas (Figura 1.6 e 1.9). Contudo, estas vegetações campestres de Cerrado também estão dispersas pelo QF, em regiões mais elevadas, onde os substratos são apenas potencialmente ferruginosos (Mendonça *et al.*, 2020), sob solos argilosos-siltosos, com ocorrência comum de cascalhos (Carvalho Filho *et al.*, 2010). Nestas áreas de vegetações campestres de Cerrado, *G. doellii* apresenta ligeira adequabilidade relativa menor que nos Campos Rupestres. Contudo as vegetações campestres de Cerrado são as que apresentam maior extensão no QF (Fernandes-Filho, *et al.*, 2022).

Os Campos Rupestres Ferruginosos se concentram mais próximos ao polígono das cangas ferruginosas (Figura 1.8a) ao longo das dobras de itabirito (Figura 1.2), onde as vegetações campestres de gramíneas são mais associadas às cangas ferruginosas fragmentadas - canga nodular (Jacobi e Carmo, 2007, 2008). Contudo, os Campos Rupestres com alta adequabilidade para *G. doellii*, também estão sobre quartzito, como na Serra de Ouro Branco, e dispersos pelo QF (Figura 1.8b). Estes Campos Rupestres Quartzíticos, também estão no rebordo externo das dobras de itabirito no relevo, que divisa uma faixa de afloramentos de quartzito, ladeada por solos pouco espessos de cor clara (Carvalho Filho *et al.*, 2010), onde ocorre um mosaico de outras vegetações campestres e arbustivas do Cerrado (Mendonça *et al.*, 2020). Desta forma, não será nenhuma surpresa, que aumentando os esforços de coleta mais distante das áreas de empreendimentos extratores de minério de ferro, haverá mais registros de ocorrência da espécie, como no caso das populações de Rio Acima.

Em vista dessa peculiaridade de vegetações adequadas para *G. doellii*, distribuídas em mosaico no QF, é válido afirmar que a mesma tenha distribuição muito mais ampla do que a conhecida. Isso é ainda reforçado pelo fato das vegetações campestres de Cerrado (Campo Limpo, Campo Sujo e Campo Cerrado serem comuns nas ocorrências da espécie no Centro-Oeste (Boechat; Valls, 1990; Filgueiras,

1991; Martins *et al.*, 2022), e que, além disso, há um intercâmbio frequente de espécies da flora dos Campos Rupestres e vegetações de Cerrado, com destaque para gramíneas (Silveira *et al.*, 2016; Neves *et al.*, 2018).

Importante destacar que o conhecimento da ocorrência de *G. doellii* no QF foi efetivado e ampliado quando o foco eram levantamentos de impacto ambiental de empreendimentos minerários nas áreas de cangas ferruginosas (Vinícius-Silva *et al.*, 2020). Sendo assim, foi direcionado maior esforço de coleta para se encontrar populações em áreas alvo de mineração, para o Resgate das plantas antes da supressão da vegetação (Mendonça, 2013). Dessa forma, não é estranho observar no mapa os registros da espécie nas cavas de mineração ou ao redor. Em vista da ocorrência mais ampla ao longo do QF, é possível que atividades extratoras de outros minérios, como quartzito, também afetem a espécie, bem como atividades agropecuárias. Sobre esta última ameaça, de 1985 a 2015 as pastagens aumentaram 280%, em meio as vegetações campestres no QF (Gomes *et al.*, 2019).

Apesar da evidência da ocorrência mais ampla do que se conhecia no QF, bem como da forte indicação de nicho mais amplo, além das cangas, a explicação para a maior concentração de ocorrências conhecidas mais próximas às cangas, é que nestas regiões mais altas, os fatores bioclimáticos, são importante parte do nicho ecológico da espécie (Oke e Thompson, 2015; Pinto-Junior *et al.*, 2020). Desta forma, as condições mais favoráveis para a ocorrência da espécie estão mais concentradas nas proximidades das cangas e entornos com vegetações de Cerrado. Contudo, estas condições estão dispersas pelo QF, uma vez que apresenta uma ampla diversidade geoclimática dispersa por todo seu território extremamente acidentado (Souza e Carmo, 2015).

A análise de PCA mostrou que as variáveis bioclimáticas apresentaram os maiores autovalores na ocorrência de *G. doellii*, com a temperatura e precipitação sendo altamente correlacionadas de forma negativa. Isso indica a ocorrência da espécie predominantemente em regiões mais frias e úmidas, principalmente devido as variáveis bioclimáticas serem altamente correlacionadas com a altitude (Sevilha, 2016). A presença de relevos mais elevados (1000 a 1400 m), como os da Serra da Moeda, está relacionada aos afloramentos de cangas ferruginosas e áreas do entorno, onde nessas regiões, há maior precipitação e fornecimento hídrico (Fernandes e Moreira, 2022). Isso é confirmado, pela observação dos mapas das variáveis definidas para o modelo conceitual ecológico (Figura 1.5), onde o contorno das cangas, especialmente no Sinclinal Moeda, com maior concentração de ocorrências de *G. doellii*, são as regiões com maiores precipitações e menores temperaturas.

A explicação biológica desse requerimento hídrico por *G. doellii*, pode ser através da variável Bio 17, onde a maior precipitação na estação seca é fundamental para manutenção da reserva de água no curto rizoma desta gramínea, que depende de rebrotas (perfilhamentos) para se manter viva, uma vez que durante a estação seca os colmos vão senescendo (Bochat e Valls, 1990; Assuero e Tognetti,

2010). Além disso, para que ocorra o amadurecimento das inflorescências, desenvolvimento e crescimento dos frutos (cariopses), que ocorre no final da estação chuvosa, é fundamental que a planta esteja com maior fornecimento de água (Shi *et al.*, 2018). Entretanto, a espécie não é restrita a ocorrer apenas nestas regiões mais úmidas, como demonstrado pelas ocorrências em regiões com menor precipitação como em Rio Acima que não passa de 30 mm de chuva no trimestre mais seco (Figura 1.4).

A sazonalidade da precipitação, apresenta-se como importante variável para definir o nicho germinativo de sementes de gramíneas do Cerrado, que inclui os Campos Rupestres, Domínio Fitogeográfico notadamente marcado por período seco e chuvoso bem marcados (Nunes *et al.*, 2016). As sementes de gramíneas, nestes ambientes, apresentam elevada dormência na estação seca (Ramos *et al.*, 2017), que é um mecanismo adaptativo que envolve associação com o tempo de dispersão, para garantir o recrutamento na estação chuvosa (Escobar *et al.*, 2018). Desta forma, essa é uma variável que visualmente (Figura 1.5) ilustra bem a sua importância na contribuição para a projeção de áreas mais adequadas para *G. doellii*, especialmente no Sinclinal Moeda, onde estas condições são concentradas, apresentando menores desvios-padrão da precipitação (ou seja, menores valores de Bio 15 = maior sazonalidade).

A maior isothermalidade (Bio 3), reflete as regiões com maior manutenção da temperatura em relação à sua amplitude. Este indicador quantifica quão grandes as temperaturas do dia para a noite oscilam em relação às oscilações anuais entre os meses extremos (mais quentes e mais frios). A isothermalidade é a razão, expressa em porcentagem, de Faixa Diurna Média de Temperatura (Bio 2) / Faixa Anual de Temperatura (Bio 7) (Fick e Hijmans, 2017). Esta variável apresenta valores bem regionalizados ao longo das cangas e entorno, principalmente nas regiões mais altas, com destaque para o Sinclinal Moeda, onde há valores intermediários a altos de isothermalidade, resultando em maior oscilação diária da temperatura (Jacobi *et al.*, 2007).

A oscilação da temperatura, favorece a quebra de dormência das sementes de *G. doellii*, uma vez que experimentos em câmara de germinação, que usaram oscilações da temperatura entre 18° e 30°C, condicionaram a quebra de dormência, aumentando a germinação para valores superiores a 90% (Carmona *et al.*, 1998; Martins *et al.*, 2022; Paulo *et al.*, 2024). Esta oscilação da temperatura, é mais proeminente na estação chuvosa, e após as chuvas no final da tarde e à noite, a temperatura decresce significativamente (Fernandes e Moreira, 2022). Este é o sinal ambiental das condições adequadas para a germinação, interpretado pelo aparato fisiológico da semente como o gatilho para finalizar o período de dormência (Baskin e Baskin, 2014; Kolb *et al.*, 2016).

Dentre as variáveis de solo, se destaca o conteúdo de areia, em que não houve nenhuma ocorrência da espécie em valores inferiores a 45%. Podemos assim dizer que *G. doellii* se propaga

bem especialmente em solos arenosos, como o fazem as outras espécies do gênero (Cialdella e Zuloaga, 2011). Estudos prévios de propagação têm sugerido que esta espécie tem altos índices de estabelecimento e crescimento em solos com 50% de conteúdo de areia (Paulo *et al.*, 2024). Também se destaca, o conteúdo de fragmentos grossos, cujos valores notadamente acompanham o relevo das cangas e entornos, sendo maiores próximos às serras e menores nas formações pedimentares adjacentes às serras (Carvalho-Filho *et al.*, 2010).

Estes valores mais altos de fragmentos grossos no solo e areia, são importantes para espécies que apresentam manutenção da perenidade por rebrota, como o caso de *G. doellii*, onde os colmos vão senescendo dando lugar aos perfilhos que se desenvolvem (Atwell, 1990). Solos com alta porosidade e baixa densidade permitem uma melhor penetração das raízes das gramíneas, o que pode aumentar o perfilhamento, devido a manutenção da água na região do rizoma (Atwell, 1990). Em princípio, a melhor condição do ponto de vista do controle da evaporação, da infiltração de água e ganho de capacidade de campo, é ter uma camada grosseira de grandes poros na superfície (Clothier, 1977a,b). Tal camada conduz a água prontamente na saturação durante a infiltração, mas restringe o fluxo do líquido na insaturação, durante a evaporação. Como a difusão do vapor é relativamente lenta, em comparação com o fluxo do líquido em solos úmidos, a secagem rápida de alguns milímetros da superfície pode reduzir materialmente a evaporação (Hillel, 1972).

Esta relação de solos com alta infiltração, está relacionada à resistência dos fragmentos grosseiros aos intemperismos e carreamento pelas chuvas, permanecendo nas regiões mais elevadas do relevo (Carvalho-Filho 2010). A análise da correlação das variáveis ao longo da ocorrência de *G. doellii* seguiu este padrão, estando as variáveis de precipitação e fragmentos grosseiros correlacionadas por volta de 0.4 (Anexo 1.3).

Nessas regiões, graças à abundância de fornecimento hídrico e infiltração, formaram-se aquíferos, prestando importante serviço ecossistêmico, sendo fundamental para a sociedade (Duarte *et al.*, 2016). Devido a isso, e por conter alta diversidade biológica, a região das cangas estão dentre as áreas prioritárias para conservação de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2005; MMA 2007; Jacobi *et al.*, 2015) em nível extremamente alto (Sano *et al.*, 2019). Apesar disso, pequena fração das cangas está sob proteção integral (Fernandes-Filho, *et al.*, 2022).

Nesse sentido, metade da área avaliada apresenta algum tipo de proteção, contudo grande parte dela não é de proteção integral, que é a categoria de UC que apresenta mais áreas adequadas para *G. doellii*. Estes resultados, demonstram a necessidade de criação de mais áreas de proteção integral, para garantir a permanência de áreas com mais adequabilidade para a flora endêmica desses ambientes raros, as cangas (Jacobi *et al.*, 2008; Carmo e Jacobi 2013), para a conservação *in situ* de espécies

ameaçadas de extinção, incluindo a espécie-alvo deste trabalho (Jacobi *et al.*, 2015; Carmo *et al.*, 2023).

As Áreas de Proteção Especial, são vastas e abrigam a maioria da quantidade de cangas ferruginosas, contudo, estas não se encontram listadas no rol que enumera as Unidades de Conservação no Sistema Nacional de Unidades de Conservação – (SNUC) (conforme Art. 8º, c/c Art. 14 da Lei Federal 9.985/2000). Tal nomenclatura “APEs” foi inserida no Código Florestal Mineiro – Lei 14.309/2000, por intermédio da Lei Estadual nº 19.484/2011. Desta forma, as áreas de cangas em APEs por não apresentarem dispositivo Federal para protege-las, estão vulneráveis a perder importante diversidade biológica de espécies (Skiryycz *et al.*, 2014; Salles *et al.*, 2019).

Apesar de não apresentar flora tão endêmica como a das cangas, é importante enfatizar que as áreas do entorno apresentam variedades geomorfológicas que condicionam diversidade de nichos e a ocorrência de formações campestres sob quartzito, que apresentam maior diversidade de plantas que os Campos Rupestres Ferruginosos (Messias *et al.*, 2012). Estas regiões do entorno das cangas, merecem proteção integral, pois abrigam heterogeneidade da flora do QF. Para *G. doellii*, apresenta alta adequabilidade, e podem servir como refúgio para esta e uma diversidade espécies, pois são áreas menos afetadas pela mineração de ferro, que ocupam maiores extensões (Skiryycz *et al.*, 2014). Importante fração das UCs de proteção integral abrigam estas regiões do entorno das cangas, tais como a Parque Estadual da Serra de Ouro Branco, Estação Ecológica de Arêdes e Monumento Natural da Serra da Moeda, e estas duas últimas em particular, merecem atenção especial para prospecção de populações de *G. doellii*, pois foram as que mais apresentaram alta adequabilidade de hábitat.

As áreas particulares da Gerdau Açominas S.A., abrigam tanto regiões de canga como de entorno, com alta adequabilidade de habitat para *G. doellii*, não por acaso, esta espécie apareceu em três áreas da empresa com empreendimentos onde houveram processos de licenciamento ambiental que exigiram propostas de compensação pela supressão de indivíduos (SISEMA, 2024; SLA, 2024). Pequena parcela da área total da Gerdau Açominas S.A., foi efetivamente suprimida pela mineração, contudo, essas áreas apresentavam alta adequabilidade para a espécie, muito superior a supressão geral de todas as mineradoras do Sinclinal Moeda. Dessa forma, é factual que as possíveis novas aberturas de empreendimentos da empresa, nas suas áreas remanescentes, afetem as populações da espécie. Dessa forma, deve ser atribuída a esta empresa grande responsabilidade de proteção de *G. doellii*, bem como outras espécies ameaçadas que existirem em suas áreas. Isso está dentro dos princípios da Mineração Responsável, para atender os apelos sociais de conservação da biodiversidade (Goodland, 2012).

Considerando isso, as áreas protegidas da empresa apresentam alta adequabilidade para *G. doellii*, com suas áreas de compensação sendo efetivas para compensar as áreas suprimidas no que

tange a adequabilidade de hábitat para a espécie. Considerando o potencial como espécie guarda-chuva, as áreas de compensação, também estão sendo efetivas para compensar a biodiversidade associada (Caro, 2003; 2010; Johnson *et al.*, 2017; Runge *et al.*, 2019; Barik *et al.*, 2022). Apesar de toda essa alta adequabilidade nas áreas protegidas, é necessário o planejamento territorial para as áreas não protegidas que são potenciais de mineração (Julien *et al.*, 2022), usando estratégias de manejo e conservação para a espécie-alvo e as associadas (Fleishman *et al.*, 2000).

Implicações para a conservação

A modelagem de distribuição de *G. doellii* possibilitou um grande avanço no conhecimento da espécie, o que implicará em importantes tomadas de decisão para sua conservação, bem como tem desdobramentos para outras espécies raras e endêmicas do QF, especialmente as associadas.

Com a indicação das áreas mais adequadas, será possível realizar a prospecção de novas populações de forma mais direcionada nas UCs compromissadas no licenciamento ambiental, o que otimizará o tempo e aumentará as chances de sucesso (Williams *et al.*, 2009; Menon *et al.*, 2010; McCune *et al.*, 2016). Também será possível realizar prospecções mais direcionadas nas áreas da Gerdau Açominas S.A., que abrangem grande quantidade de áreas adequadas. Quando encontrada as populações da espécie, a empresa poderá priorizar áreas para conservação onde houver mais indivíduos (Faleiro *et al.*, 2013; Zwiener *et al.*, 2017).

Através do conhecimento das áreas mais adequadas, a empresa terá direcionamento para a definição de áreas potenciais para compensação ambiental, caso haja a supressão da vegetação que contenha indivíduos da espécie (Villero *et al.*, 2017; Sofaer *et al.*, 2019; Volis 2022). Além disso, com as áreas mais adequadas, será facilitada a varredura daquelas que serão afetadas pela supressão, visando melhor direcionar o Resgate de Flora, abrangendo o máximo de indivíduos da espécie (Mendonça *et al.*, 2013; Paulo *et al.*, 2022).

Essa busca direcionada, será fundamental para conservação *ex situ* de *G. doellii*, ampliando a captura de diversidade genética da espécie, através da coleta de propágulos de diferentes populações, para multiplicação em casas de vegetação (Schäfer *et al.*, 2020). Isso será fundamental para o sucesso no retorno às áreas nativas, sabendo que maior diversidade genética, implica em maior vigor populacional (Bragg *et al.*, 2020; 2021; Morales-Nieto *et al.*, 2022; Van Rossum *et al.*, 2022).

Buscando ainda garantir o maior sucesso na translocação para áreas nativas, os resultados da MDE, vão direcionar os sítios mais adequados para translocação de mudas (Draper *et al.*, 2019; Bellis *et al.*, 2023). Essas áreas podem ser UCs de proteção integral, como já foi executado para *G. doellii* (Martins *et al.*, 2022), áreas de proteção nas empresas (Reserva Legal e áreas de compensação

ambiental), ou podem ser áreas que não são alvo de supressão da vegetação e que poderão se tornar áreas de compensação ambiental.

A Gerdau Açominas S.A. possui uma área de 2 ha, que mediante compromisso no licenciamento ambiental, é destinada a projetos de pesquisa em restauração ambiental, denominada Laboratório Experimental de Restauração de Canga (Processo PDEMBII e UTMII Itabiritos - SLA, 2024). Esta área se localiza no MONA Serra da Moeda, apresenta alta adequabilidade e assim indicamos o plantio de *G. doellii* nesta área, junto à vegetação graminosa e subarbustiva (Martins *et al.*, 2022). Sobretudo, mediante os resultados da MDE, e o trabalho de produção de mudas (Paulo *et al.*, 2024), a empresa tem condições de assumir o compromisso do plantio de mudas em áreas nativas, o que ainda não fora feito, uma vez que dependia de estudos de suporte científico (Processo PDEMBII - SLA, 2024).

O shapefile com as classes de adequabilidade no QF, bem como o raster com os valores não reclassificados, serão disponibilizados junto a esta publicação, também em formato KML. Dessa forma, as empresas poderão traçar seus planejamentos territoriais das ações supracitadas.

Está disponibilizado em anexo, uma tabela com todas as nossas indicações de regiões com os melhores potenciais para prospecção de novas populações e translocação de mudas de acordo com a maior adequabilidade para ocorrência da espécie e uso da terra (Anexo 1.5).

1.6. CONCLUSÕES

Gymnopogon doellii apresenta distribuição mais ampla do que se conhecia. Seus registros de ocorrência estão mais concentrados nos Campos Rupestres Ferruginosos, ecossistema mais ameaçado pela mineração, contudo a espécie apresenta ocorrências e alta adequabilidade em outras vegetações campestres de Cerrado ao longo do Quadrilátero Ferrífero.

A mineração da Gerdau, de fato afetou áreas altamente adequadas da espécie, contudo, existe uma grande parcela de suas propriedades que são Reservas Legais e áreas de compensação ambiental que possuem alta adequabilidade de hábitat para *G. doellii*. Mediante as projeções de áreas altamente adequadas e indicadas, a empresa pode direcionar esforços para proteção das populações existentes em áreas não protegidas. Se isso não for possível, poderá fazer uma melhor varredura no resgate de indivíduos, antes da supressão da vegetação, mediante o direcionamento das áreas altamente adequadas projetadas pela MDE.

Unidades de Conservação de Proteção Integral apresentam importante parcela de áreas com alta adequabilidade de hábitat para *G. doellii*, com destaque para o MONA Serra da Moeda e Estação Ecológica de Arêdes, e devem ser dos principais alvos de prospecção de populações da espécie. Além dessas áreas protegidas, as Reservas Legais e áreas de compensação da Gerdau Açominas S.A., também apresentam alto potencial de abrigarem populações da espécie, e também devem ser alvos de

prospecção. Estas mesmas áreas, devem ser alvos de translocação de mudas, para compensar as populações suprimidas e garantir a conservação *in situ* da espécie.

Finalmente, os resultados da MDE fornecem subsídios para o cumprimento das condicionantes de licenciamento ambiental. Dessa forma, as empresas que afetem a espécie, têm subsídios científicos para exercer uma mineração responsável, através da compensação da biodiversidade afetada, como no caso de *G. doellii*, atendendo às necessidades sociais de sustentabilidade ambiental.

Mediante as respostas obtidas e subsidiada pela MDE, as estratégias de conservação indicadas, e como as empresas mineradoras podem compensar os danos causados a *G. doellii*, estão listadas abaixo:

- 1) Prospecção de populações em áreas com alta adequabilidade de hábitat;
- 2) Coletas de propágulos de múltiplas origens (diferentes populações) para formação de banco de mudas;
- 3) Translocação de mudas para áreas com alta adequabilidade de hábitat, de propriedade da empresa, destinadas a Reserva Legal e Áreas de Compensação Ambiental;
- 4) Maior varredura de áreas com alta adequabilidade de hábitat para encontrar a espécie, buscando garantir maior número de indivíduos resgatados durante o Resgate de Flora, antes da supressão da vegetação para implantação de novos empreendimentos;
- 5) Planejamento territorial da empresas, na definição de áreas prioritárias para conservação, com a destinação de áreas de compensação ambiental que protejam o maior número de populações e indivíduos da espécie.

1.7. REFERÊNCIAS

- ANM. (2022). *Anuário Mineral Brasileiro*, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral>. Acesso em 05 jan de 2024.
- Araújo, M. B., & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of biogeography*, 33(10), 1677-1688.
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & Evolution*, 22(1), 42-47.
- Arieira, J. *et al.*, Modeling climatic and hydrological suitability for an encroaching tree species in a Neotropical flooded savanna. *Forest Ecology and Management*, v. 429, p. 244–255, 2018.
- Arruda, D. M., Schaefer, C. E., Corrêa, G. R., Rodrigues, P. M., Duque-Brasil, R., Ferreira-JR, W. G., & Oliveira-Filho, A. T. (2015). Landforms and soil attributes determine the vegetation structure in the Brazilian semiarid. *Folia Geobotanica*, 50, 175-184.

- Assuero, S. G., & Tognetti, J. A. (2010). Tillering regulation by endogenous and environmental factors and its agricultural management. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology*, 4(1), 35-48.
- Atwell, B. J. (1990). The effect of soil compaction on wheat during early tillering: I. Growth, development and root structure. *New Phytologist*, 115(1), 29-35.
- Balakrishnan, B., Nandakumar, N., Sebastin, S., & Kareem, K. A. A. (2019). Species Distribution Models (SDM)—A Strategic Tool for Predicting Suitable Habitats for Conserving the Target Species: GIS and Special Distribution Modelling (SDM). In *Environmental Information Systems: Concepts, Methodologies, Tools, and Applications* (pp. 555-568). IGI Global.
- Barbet-Massin, M. *et al.*, Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, v. 3, n. 2, p. 327–338, 2012.
- Barbosa, G. V., & Rodrigues, D. M. S. (1967). *Quadrilátero Ferrífero*. Instituto Central de Geociências.
- Barik, S., Saha, G. K., & Mazumdar, S. (2022). Conservation prioritization through combined approach of umbrella species selection, occupancy estimation, habitat suitability and connectivity analysis of kingfisher: A study from an internationally important wetland complex (Ramsar site) in India. *Ecological Informatics*, 72, 101833.
- Baskin CC, Baskin JM. 2014. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution*. Academic Press, San Diego.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters*, 12(2), 20150623.
- Bellis, J., Osazuwa-Peters, O., Maschinski, J., Keir, M. J., Parsons, E. W., Kaye, T. N., ... & Albrecht, M. A. (2023). Identifying predictors of translocation success in rare plant species. *Conservation Biology*, e14190.
- Boechat, S.C. and Valls, J. F. M. (1990). *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls (Gramineae; Chloridoideae), espécie crítica da flora brasileira [*Gymnopogon doellii* Boechat & Valls (Gramineae; Chloridoideae), a critical species of the Brazilian flora]. *Bradea*, 5, 313–318.
- Bragg, J. G., Cuneo, P., Sherieff, A., & Rossetto, M. (2020). Optimizing the genetic composition of a translocation population: Incorporating constraints and conflicting objectives. *Molecular Ecology Resources*, 20(1), 54-65.
- Bragg, J. G., Yap, J. Y. S., Wilson, T., Lee, E., & Rossetto, M. (2021). Conserving the genetic diversity of condemned populations: Optimizing collections and translocation. *Evolutionary Applications*, 14(5), 1225-1238.

- Brasil. (2014). *Portaria N° 443, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção”*. D.O.U. v.245, p.110-221.
- Brasil. (2006). Presidência da República. *LEI N° 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências*. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm>: Acesso 5 de janeiro de 2024.
- Bremond, L., Boom, A., & Favier, C. (2012). Neotropical C 3/C 4 grass distributions—present, past and future. *Global Change Biology*, 18(7), 2324-2334.
- Brown, J. L., Bennett, J. R., & French, C. M. (2017). SDMtoolbox 2.0: the next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *PeerJ*, 5, e4095.
- Carmo, F. F. D., & Jacobi, C. M. (2013). A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: caracterização e contexto fitogeográfico. *Rodriguésia*, 64, 527-541.
- Carmo, F. F., & Kamino, L. H. Y. (2023). Controversies and hidden risks in biodiversity offsets in critically threatened Canga (ironstone) ecosystems in Brazil. *Oryx*, 57(1), 63-71.
- Carmona, R., Camilo, M. G. B., & Martins, C. R. (1997). Estímulo à germinação em sementes de *Gymnopogon doellii*—uma gramínea ameaçada de extinção. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 9, 125-130.
- Caro, T. (2010). *Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species*. Island Press.
- Caro, T. M. (2003, May). Umbrella species: critique and lessons from East Africa. In *Animal Conservation Forum* (Vol. 6, No. 2, pp. 171-181). Cambridge University Press.
- Carvalho Filho, A. D., Curi, N., & Shinzato, E. (2010). Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45, 903-916.
- Castro, M. B. *et al.*, Will the emblematic southern conifer *Araucaria angustifolia* survive to climate change in Brazil? *Biodiversity and Conservation*, v. 29, n. 2, p. 591–607, 2020.
- Castro, P. D. T. A. (2010). Entendendo a mineração no Quadrilátero Ferrífero.
- Chemale Jr, F. A. R. I. D., ROSIÉRE, C. A., & ENDO, I. (1991). Evolução tectônica do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais—Um modelo. *Pesquisas em Geociências*, 18(2), 104-127.
- Cialdella, A. M., & Zuloaga, F. O. (2011). Taxonomic Study of *Gymnopogon* (Poaceae, Chloridoideae, Cynodonteae) 1. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 98(3), 301-330.
- Clothier, B. E., Scotter, D. R., & Kerr, J. P. (1977a). Water retention in soil underlain by a coarse-textured layer: theory and a field application. *Soil Science*, 123(6), 392-399.

- Clothier, B. E., Scotter, D. R., & Kerr, J. P. (1977b). Drainage flux in permeable soil underlain by a coarse-textured layer. *Soil Science Society of America Journal*, 41(4), 671-676.
- CNCFlora. *Gymnopogon doellii*. In: *Lista Vermelha da flora brasileira*, versão 2012.2. Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Gymnopogon doellii](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Gymnopogon%20doellii)>. Acesso em 7 fevereiro 2024.
- Coelho, G. L. N., Carvalho, L. M. T. D., & Gomide, L. R. (2016). Modelagem preditiva de distribuição de espécies pioneiras no Estado de Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51, 207-214.
- de Deus Vidal, J., le Roux, P. C., Johnson, S. D., te Beest, M., & Clark, V. R. (2021). Beyond the tree-line: the C3-C4 “grass-line” can track global change in the world’s grassy mountain systems. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9.
- de distribuição de espécies pioneiras no Estado de Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 3, p. 207–214, 2016.
- Dolci, D., & Peruzzi, L. (2022). Assessing the Effectiveness of Correlative Ecological Niche Model Temporal Projection through Floristic Data. *Biology*, 11(8), 1219.
- Dorr, J. V. N. (1969). *Physiographic, stratigraphic, and structural development of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil* (No. 641-A, pp. A1-A110). US Government Printing Office.
- Draper, D., Marques, I., & Iriondo, J. M. (2019). Species distribution models with field validation, a key approach for successful selection of receptor sites in conservation translocations. *Global Ecology and Conservation*, 19, e00653.
- Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.M.; Sebaio, F.A. & Antonini, Y.O. (2005). 2ed. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.
- Duarte, G. T., Ribeiro, M. C., & Paglia, A. P. (2016). Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. *Plos one*, 11(5), e0154573.
- Eisenlohr, P. V. (2020). *Niche modelling with biomod2 using 70 environmental variables summarized in PCA Axes*. Disponível em: <https://github.com/pedroeisenlohr/niche_modelling>. Acesso em: 12 jan. 2023.
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40, 677-697.
- Escobar, D. F., Silveira, F. A., & Morellato, L. P. C. (2018). Timing of seed dispersal and seed dormancy in Brazilian savanna: two solutions to face seasonality. *Annals of Botany*, 121(6), 1197-1209.
- Faleiro, F. V., Machado, R. B., & Loyola, R. D. (2013). Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation*, 158, 248-257.

- Fernandes, A. S., & Moreira, A. A. M. (2022). A pluviometria do quadrilátero ferrífero em Minas Gerais. *Revista Brasileira de Climatologia*, 31, 753-775.
- Fernandes-Filho, E. I., Schaefer, C. E. G. R., Faria, R. M., Lopes, A., Francelino, M. R., & Gomes, L. C. (2022). The unique and endangered Campo Rupestre vegetation and protected areas in the Iron Quadrangle, Minas Gerais, Brazil. *Journal for Nature Conservation*, 66, 126131.
- Ferreira, J. N., Bustamante, M., Garcia-Montiel, D. C., Caylor, K. K., & Davidson, E. A. (2007). Spatial variation in vegetation structure coupled to plant available water determined by two-dimensional soil resistivity profiling in a Brazilian savanna. *Oecologia*, 153, 417-430.
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37(12), 4302-4315.
- Filgueiras, T. S. (1991). A floristic analysis of the Gramineae of Brazil's Distrito Federal and a list of the species occurring in the area. *Edinburgh Journal of Botany*, 48, 73–80.
- Fleishman, E., Murphy, D. D., & Brussard, P. F. (2000). A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological applications*, 10(2), 569-579.
- Fois, M., Cuenca-Lombraña, A., Fenu, G., & Bacchetta, G. (2018). Using species distribution models at local scale to guide the search of poorly known species: Review, methodological issues and future directions. *Ecological Modelling*, 385, 124-132.
- Gomes, M., Ferreira, R. L., & Ruchkys, Ú. D. A. (2019). Landscape evolution in ferruginous geosystems of the Iron Quadrangle, Brazil: a speleological approach in a biodiversity hotspot. *SN Applied Sciences*, 1(9), 1102.
- Goodland, R. (2012). Responsible mining: the key to profitable resource development. *Sustainability*, 4(9), 2099-2126.
- Guisan, A., Lehmann, A., Ferrier, S., Austin, M., Overton, J. M. C., Aspinall, R., & Hastie, T. (2006). Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 386-392.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I., ... & Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology letters*, 16(12), 1424-1435.
- Hammer, O; Harper, D.A.T; Ryan, P.D. Past: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletronica*, v. 4, n. 1, p. 1–9. 2001.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), 1965-1978.

- Hillel, D. (1972). Soil Moisture Control for Maximum Grass Response. In *The Biology and Utilization of Grasses* (pp. 259-270). Academic Press.
- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D., & Perrin, N. (2002). Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data?. *Ecology*, 83(7), 2027-2036.
- Iannella, M., Console, G., Cerasoli, F., De Simone, W., D'Alessandro, P., & Biondi, M. (2021). A step towards SDMs: A “couple-and-weigh” framework based on accessible data for biodiversity conservation and landscape planning. *Diversity and Distributions*, 27(12), 2412-2427.
- IBGE. Coordenação de recursos naturais e estudos ambientais. *Manual técnico de geomorfologia*. 2 ed. Rio de Janeiro, RJ, 2009.
- Jacobi, C. M., & do Carmo, F. F. (2008a). The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(4), 324-326.
- Jacobi, C. M., Carmo, F. F. D., & Vincent, R. D. C. (2008b). Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Revista Árvore*, 32, 345-353.
- Jacobi, C. M., do Carmo, F. F., Vincent, R. C., & Stehmann, J. R. (2007). Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2185-2200.
- Johnson, C. J., Hurley, M., Rapaport, E., & Pullinger, M. (2012). Using expert knowledge effectively: lessons from species distribution models for wildlife conservation and management. *Expert knowledge and its application in landscape ecology*, 153-171.
- Johnson, S. A., Ober, H. K., & Adams, D. C. (2017). Are keystone species effective umbrellas for habitat conservation? A spatially explicit approach. *Journal for Nature Conservation*, 37, 47-55.
- Jolliffe, I. (2022). A 50-year personal journey through time with principal component analysis. *Journal of Multivariate Analysis*, 188, 104820.
- Jolliffe, I. T. (2002). *Principal component analysis for special types of data* (pp. 338-372). Springer New York.
- José-Silva, L. *et al.*, Improving the validation of ecological niche models with remote sensing analysis. *Ecological Modelling*, v. 380, p. 22–30, 2018.
- Julien, M., Colas, B., Muller, S., & Schatz, B. (2022). Dataset of costs of the mitigation hierarchy and plant translocations in France. *Data in Brief*, 40, 107722.
- Kolb, R. M., Pilon, N. A. L., & Durigan, G. (2016). Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasílica*, 30, 87-92.

- Lannuzel, G., Balmot, J., Dubos, N., Thibault, M., & Fogliani, B. (2021). High-resolution topographic variables accurately predict the distribution of rare plant species for conservation area selection in a narrow-endemism hotspot in New Caledonia. *Biodiversity and Conservation*, 30(4), 963-990.
- Leutner, B.; Horning, N. 2016. RStoolbox: *Ferramentas para análise de dados de sensoriamento remoto*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/RStoolbox/index.html>>. Acesso em: 07 jan. 2023.
- Liu, C. *et al.*, Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, v. 28, n. 3, p. 385–393, 2005.
- Paulo, M. L., Leite, D. M., do Carmo, D. G., Valls, J. F. M., Borghetti, F., & Brondani, G. E. (2024). A germination and micropropagation protocol for an endangered grass, *Gymnopogon doellii*, for *ex situ* conservation. *Seed Science and Technology*.
- Machado-Stredel, F., Cobos, M. E., & Peterson, A. T. (2021). A simulation-based method for selecting calibration areas for ecological niche models and species distribution models. *Frontiers of Biogeography*, 13(4).
- Mainali, K., Hefley, T., Ries, L., & Fagan, W. F. (2020). Matching expert range maps with species distribution model predictions. *Conservation Biology*, 34(5), 1292-1304.
- MapBiomias. (2022). *Projeto MapBiomias – Coleção 2022 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil 2022*. https://storage.googleapis.com/mapbiomas-public/initiatives/brasil/collection_8/lclu/coverage/brasil_coverage_2022.tif. Acesso em: 05 de janeiro de 2024.
- Marent, B. R., Lamounier, W. L., & Gontijo, B. M. (2011). Conflitos ambientais na Serra do Gandarela, Quadrilátero Ferrífero-MG: mineração x preservação. *Revista Geografias*, 99-113.
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and distributions*, 15(1), 59-69.
- Maron, M., Brownlie, S., Bull, J. W., Evans, M. C., von Hase, A., Quétier, F., ... & Gordon, A. (2018). The many meanings of no net loss in environmental policy. *Nature Sustainability*, 1(1), 19-27.
- Martinelli, G. & Moraes, M.A. (orgs.) 2013. *Livro vermelho da flora do Brasil*. Andrea Jakobsson / Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1100p.
- Martinez-Meyer, E., Peterson, A. T., Servín, J. I., & Kiff, L. F. (2006). Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx*, 40(4), 411-418.

- Martins, C. R., Borghetti, F., Moretzsohn, M. D. C., Noronha, S. E. D. and Valls, J. F. M. Strategies for reintroduction and conservation of *Gymnopogon doellii*, an endemic grass at risk of extinction. *Rodriguésia*, 73, 2022.
- Matias, R. A. M. (2022). Modelagem da distribuição, densidade e potencial produtivo de espécies de interesse agroextrativista no bioma Cerrado (Tese). Departamento de Engenharia Florestal. 119 p.
- Mazzochini, G. G., Lira-Martins, D., de Barros, F. V., Oliveira, A. C., Xavier, R. O., Furtado, M. N., ... & Oliveira, R. S. (2023). Effects of grass functional diversity on invasion success by exotic grasses in Cerrado grasslands. *Journal of Applied Ecology*.
- McCune, J. L. (2016). Species distribution models predict rare species occurrences despite significant effects of landscape context. *Journal of applied ecology*, 53(6), 1871-1879.
- Mendonça, B. A. F. D., Fernandes Filho, E. I., Assis, L. M. D., Schaefer, C. E. G. R., Brandão, P. C., Faria, M. M., ... & Pereira, A. F. S. (2020). Mapping vegetation on ferruginous substrates using ASTER and gamma-spectrometry images in the Iron Quadrangle, Minas Gerais. *Revista Árvore*, 43, e430406.
- Mendonça, M.P. *O resgate da flora da canga*. Belo Horizonte: Valor Natural, 103p, 2013.
- Mendonça, M.P.; Santos, F.M.G.; Arruda, L.J. Resgate de espécies vegetais dos campos ferruginosos em área de mineração -Mina de Minério de Ferro Capão Xavier, Nova Lima, MG. In: Sampaio, T.; Costa, M.L.M.N.; Jackson, P.W. (orgs.). *Recuperando o verde para as cidades: a experiência dos Jardins Botânicos brasileiros*. Rio de Janeiro, RJB/ IPJBRJ/ BGCI. Pp. 87-98, 2007
- Menon, S., Choudhury, B. I., Khan, M. L., & Peterson, A. T. (2010). Ecological niche modeling and local knowledge predict new populations of *Gymnocladus assamicus* a critically endangered tree species. *Endangered Species Research*, 11(2), 175-181.
- Messias, M. C. T. B., Leite, M. G. P., Meira-Neto, J. A. A., & Kozovits, A. R. (2012). Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. *Acta Botanica Brasilica*, 26, 230-242.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). *Instrução Normativa N° 2, de 10 de julho de 2015. Dispõe sobre as regras acerca da supressão da vegetação e captura, transporte, armazenamento, guarda e manejo de espécimes da fauna das listas nacionais oficiais de espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção*. Brasília: MMA, 2015.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). *Instrução Normativa N° 6, de 07 de abril de 2009. Dispõe sobre a emissão de Autorização de Supressão de Vegetação – ASV e as respectivas Autorizações de Utilização de Matéria-Prima Florestal – AUMPF nos empreendimentos licenciados pela*

Diretoria de Licenciamento Ambiental do IBAMA que envolvem supressão de vegetação.
Brasília: MMA, 2009.

- Mod, H. K., Scherrer, D., Luoto, M., & Guisan, A. (2016). What we use is not what we know: environmental predictors in plant distribution models. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1308-1322.
- Morales-Nieto, C. R., Villarreal-Guerrero, F., Jurado-Guerra, P., Ochoa-Rivero, J. M., Prieto-Amparán, J. A., Corrales-Lerma, R., ... & Álvarez-Holguín, A. (2022). Environmental Niche Dynamics of Blue Grama (*Bouteloua gracilis*) Ecotypes in Northern Mexico: Genetic Structure and Implications for Restoration Management. *Plants*, 11(5), 684.
- Nic Lughadha, E., Walker, B. E., Canteiro, C., Chadburn, H., Davis, A. P., Hargreaves, S., ... & Rivers, M. C. (2019). The use and misuse of herbarium specimens in evaluating plant extinction risks. *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 374(1763), 20170402.
- Nunes, F. P., Dayrell, R. L., Silveira, F. A., Negreiros, D., de Santana, D. G., Carvalho, F. J., ... & Fernandes, G. W. (2016). Seed germination ecology in rupestrian grasslands. *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil*, 207-225.
- Ochoa-Ochoa, L. M., Flores-Villela, O. A., & Bezaury-Creel, J. E. (2016). Using one vs. many, sensitivity and uncertainty analyses of species distribution models with focus on conservation area networks. *Ecological Modelling*, 320, 372-382.
- of dormancy and germination. London, Academic Press.
- Oke, O. A., & Thompson, K. A. (2015). Distribution models for mountain plant species: the value of elevation. *Ecological Modelling*, 301, 72-77.
- Oliver, T. H., Smithers, R. J., Beale, C. M., & Watts, K. (2016). Are existing biodiversity conservation strategies appropriate in a changing climate?. *Biological Conservation*, 193, 17-26.
- Osborne, C. P., & Sack, L. (2012). Evolution of C4 plants: a new hypothesis for an interaction of CO2 and water relations mediated by plant hydraulics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1588), 583-600.
- Pardo, J., & VanBuren, R. (2021). Evolutionary innovations driving abiotic stress tolerance in C4 grasses and cereals. *The Plant Cell*, 33(11), 3391-3401.
- Paulo, M. L., de Paula, C. C., Saraiva, D. F., & Silva, R. V. Resgate de flora em ecossistemas ferruginosos. *Anais do XIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Teresina/PI – 21 a 24/11/2022*.
- Pecchi, M., Marchi, M., Burton, V., Giannetti, F., Moriondo, M., Bernetti, I., ... & Chirici, G. (2019). Species distribution modelling to support forest management. A literature review. *Ecological Modelling*, 411, 108817.

- Pinto-Junior, H. V., Villa, P. M., de Menezes, L. F. T., & Pereira, M. C. A. (2020). Effect of climate and altitude on plant community composition and richness in Brazilian inselbergs. *Journal of Mountain Science*, 17(8), 1931-1941.
- Prístino. (2023). Instituto Prístino: Atlas Digital Geoambiental. *Sistema WebGis de livre acesso ao banco de dados ambiental*. Disponível em: < <https://institutopristico.org.br/atlas/>>. Acesso em: 12/12/2023.
- Qiao, H., Peterson, A. T., Ji, L., & Hu, J. (2017). Using data from related species to overcome spatial sampling bias and associated limitations in ecological niche modelling. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(12), 1804-1812.
- Ramos, D. M., Diniz, P., Ooi, M. K., Borghetti, F., & Valls, J. F. (2017). Avoiding the dry season: dispersal time and syndrome mediate seed dormancy in grasses in Neotropical savanna and wet grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 28(4), 798-807.
- Ratana, P., Huete, A. R., & Ferreira, L. (2005). Analysis of Cerrado physiognomies and conversion in the MODIS seasonal-temporal domain. *Earth Interactions*, 9(3), 1-22.
- Rondinini, C., Wilson, K. A., Boitani, L., Grantham, H., & Possingham, H. P. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology letters*, 9(10), 1136-1145.
- Rosa, A. H., Ribeiro, D. B., & Freitas, A. V. (2023). How data curation and new geographical records can change the conservation status of threatened Brazilian butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 1-12.
- Runge, C. A., Withey, J. C., Naugle, D. E., Fargione, J. E., Helmstedt, K. J., Larsen, A. E., ... & Tack, J. D. (2019). Single species conservation as an umbrella for management of landscape threats. *Plos one*, 14(1), e0209619.
- Salgado, A. A. R., & Fonseca do Carmo, F. (2015). 'Quadrilátero Ferrífero': a beautiful and neglected landscape between the gold and iron ore reservoirs. *Landscapes and landforms of Brazil*, 319-330.
- Salles, D. M., do Carmo, F. F., & Jacobi, C. M. (2019). Habitat loss challenges the conservation of endemic plants in mining-targeted Brazilian mountains. *Environmental Conservation*, 46(2), 140-146.
- Sano, E. E., Rodrigues, A. A., Martins, E. S., Bettiol, G. M., Bustamante, M. M., Bezerra, A. S., ... & Bolfe, E. L. (2019). Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of environmental management*, 232, 818-828.

- Schaefer, C. E., Corrêa, G. R., Candido, H. G., Arruda, D. M., Nunes, J. A., Araujo, R. W., ... & Neri, A. V. (2016). The physical environment of rupestrian grasslands (Campos Rupestres) in Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays. *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil*, 15-53.
- Schäfer, D., Vincent, H., Fischer, M., & Kempel, A. (2020). The importance of genetic diversity for the translocation of eight threatened plant species into the wild. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01240.
- Schuwirth, N., Borgwardt, F., Domisch, S., Friedrichs, M., Kattwinkel, M., Kneis, D., ... & Vermeiren, P. (2019). How to make ecological models useful for environmental management. *Ecological Modelling*, 411, 108784.
- Souza-Sena, J. P., Martins, E. S., Junior, A. F. C., Reatto, A., Vasconcelos, V., Gomes, M. P., ... & Reis, A. M. (2013). Mapeamento geomorfológico da bacia hidrográfica do Rio São Bartolomeu, escala 1:100.000. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, p. 1–38.
- Sequeira, A. M., Bouchet, P. J., Yates, K. L., Mengersen, K., & Caley, M. J. (2018). Transferring biodiversity models for conservation: Opportunities and challenges. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5), 1250-1264.
- Sevilha, A. C. (2016). *Systematic conservation planning for the Paranã River Basin, Brazil, under climate change* (Doctoral dissertation, James Cook University).
- Shi, L., Wen, Z., Zhang, S., Wang, J., Lu, W., e Lu, D. (2018). Effects of water deficit at flowering stage on yield and quality of fresh waxy maize. *Acta Agronomica Sinica*, 44(8), 1205-1211.
- SICAR. (2024). *Sistema de Cadastro Ambiental Rural*. Disponível em: <https://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>. Acesso em 20 de janeiro de 2024.
- SIGEF. (2024). *Sistema de Gestão Fundiária*. Disponível em: sigef.incra.gov.br/consultar/parcelas. Acesso em 20 de janeiro de 2024.
- Sillero, N., Arenas-Castro, S., Enriquez-Urzelai, U., Vale, C. G., Sousa-Guedes, D., Martínez-Freiría, F., ... & Barbosa, A. M. (2021). Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. *Ecological Modelling*, 456, 109671.
- Sillero, N., Campos, J. C., Arenas-Castro, S., & Barbosa, A. M. (2023). A curated list of R packages for ecological niche modelling. *Ecological Modelling*, 476, 110242.
- Silveira, F. A., Negreiros, D., Barbosa, N. P., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., ... & Lambers, H. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and soil*, 403, 129-152.
- SISEMA. (2024). *Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Portal da Transparência - SISEMA - Minas Gerais. Consulta de Decisões de Processos de Licenciamento Ambiental*.

- Disponível em <https://sistemas.meioambiente.mg.gov.br/licenciamento/site/consulta-licenca>. Acesso em 05 de janeiro de 2024.
- Skiryecz, A., Castilho, A., Chaparro, C., Carvalho, N., Tzotzos, G., & Siqueira, J. O. (2014). Canga biodiversity, a matter of mining. *Frontiers in Plant Science*, 5, 653.
- SLA. (2024). *Sistema de Licenciamento Ambiental*. Disponível em: <https://ecosistemas.meioambiente.mg.gov.br/sla/#/acesso-visitante>. Acesso em 05 de janeiro de 2024.
- Sofaer, H. R., Jarnevich, C. S., Pearse, I. S., Smyth, R. L., Auer, S., Cook, G. L., ... & Hamilton, H. (2019). Development and delivery of species distribution models to inform decision-making. *BioScience*, 69(7), 544-557.
- Sonter, L. J., Ali, S. H., & Watson, J. E. (2018). Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1892), 20181926.
- Sousa-Baena, M. S., Garcia, L. C., & Peterson, A. T. (2014). Knowledge behind conservation status decisions: data basis for “Data Deficient” Brazilian plant species. *Biological Conservation*, 173, 80-89.
- SpeciesLink (2024). SpeciesLink network, <https://specieslink.net/search>. Accessed 4 February of 2024.
- Stockwell, D. R., & Peterson, A. T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological modelling*, 148(1), 1-13.
- Thuiller, W. *et al.*, 2019. *Package ‘biomod2’: pacote R versão 3.3-7.1*. Disponível em: <http://cran.r-project.org/package=biomod2>. Acesso em: 15 jan. 2020.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., ... & Zamora, R. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29(3), 299-307.
- Van Rossum, F., & Hardy, O. J. (2022). Guidelines for genetic monitoring of translocated plant populations. *Conservation Biology*, 36(1), e13670.
- Vasconcelos, M. F. D., & Rodrigues, M. (2010). Patterns of geographic distribution and conservation of the open-habitat avifauna of southeastern Brazilian mountaintops (campos rupestres and campos de altitude). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 50, 1-29.
- Vasconcelos, V., de Carvalho Junior, O. A., de Souza Martins, E., Junior, A. F. C., Guimarães, R. F., & Gomes, R. A. T. (2012). Sistema de classificação geomorfométrica baseado em uma arquitetura sequencial em duas etapas: árvore de decisão e classificador espectral, no Parque Nacional Serra da Canastra. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 13(2).
- Viana, P. L., & Lombardi, J. A. (2007). Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 58, 157-177.

- Villero, D., Pla, M., Camps, D., Ruiz-Olmo, J., & Brotons, L. (2017). Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation*, 26, 251-271.
- Vinicius-Silva, R., de Paula, C. C. and Saraiva, D. F. (2020). New records of *Gymnopogon doellii* (Poaceae, Chloridoideae, Cynodonteae, Hubbardochloinae), a Brazilian endangered species. *Phytotaxa*, 435, 57–62.
- Volis, S. (2022). Species Distribution Modeling—A conservation tool with a wide spectrum of applications in Central Asia. *Plant Diversity of Central Asia*, 1, 26-66.
- Wagner, A., LINS, F., & SÁ, G. (2002). A eleição presidencial e a mineração. *Gazeta Mercantil*, 20, A3.
- Williams, J. N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J. K., Erwin, S., O'Brien, J. M., & Schwartz, M. W. (2009). Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15(4), 565-576.
- Zanin, R. (2009). *Aspectos da introdução das espécies exóticas: O capim-gordura e a braquiária no Parque Nacional de Brasília*. Dissertação de Mestrado. Brasília, DF: Universidade de Brasília.
- Zhang, L. *et al.*, Consensus forecasting of species distributions: the effects of niche model performance and niche properties. *Plos one*, v. 10, n. 3, p. e0120056, 2015.
- Zhang, L., Liu, S., Sun, P., Wang, T., Wang, G., Zhang, X., & Wang, L. (2015). Consensus forecasting of species distributions: The effects of niche model performance and niche properties. *Plos one*, 10(3), e0120056.
- Zwiener, V. P., Padial, A. A., Marques, M. C., Faleiro, F. V., Loyola, R., & Peterson, A. T. (2017). Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 23(8), 955-96.

1.8. ANEXOS

Anexo 1.1 – Variáveis ambientais usadas na Modelagem de Distribuição de *Gymnopogon doellii*, da média dos valores dos pixels (90 m) da área total e dos pontos de ocorrência da espécie no Quadrilátero Ferrífero, MG.

Variável	Média área total	Média <i>G. doellii</i>
Aspecto	175.568	171.964
Capacidade de Troca Catiônica (cmolc/kg)	11.8246	13.3125
Conteúdo de argila gravimétrico (%)	35.3721	35.0625
Conteúdo de areia gravimétrico (%)	47.3	47.625
Conteúdo de silte gravimétrico (%)	17.7086	17.5625
Curvatura mínima	-24.983	-32.537
Declive (°)	9.7724	11.1223
Elevação (m)	938.874	1223.38
Fragmentos grossos-volumétricos (%)	1.71401	3.09763
NDVI – Índice de Vegetação por Diferença Normalizada	0.47466	0.35491
BIO1 - Temperatura média anual (°C)	206.187	189.813
BIO2 - Variação diurna média de temperatura (média mensal (Tmax-Tmin)) (°C)	7.78286	7.73125
BIO3 - Isotermalidade ((bio2 / bio7)*(100))	544.094	542.625
BIO4 - Sazonalidade da temperatura (desvio padrão da variação anual de temperatura * 100)	1866.71	1871.88
BIO5 - Temperatura máxima do mês mais quente (°C)	26.9225	25.2875
BIO6 - Temperatura mínima do mês mais frio (°C)	12.6233	11.05
BIO7 - Amplitude térmica anual (bio5 - bio6) (°C)	14.2989	14.2438
BIO8 - Temperatura média do trimestre mais úmido (°C)	22.1707	20.6938
BIO9 - Temperatura média do trimestre mais seco (°C)	17.9536	16.0063
BIO10 - Temperatura média do trimestre mais quente (°C)	22.7886	21.1875
BIO11 - Temperatura média do trimestre mais frio (°C)	17.4692	15.8563
BIO12 - Precipitação anual (mm)	1486.04	1550.19
BIO13 - Precipitação do mês mais chuvoso (mm)	321.179	316.75
BIO14 - Precipitação do mês mais seco (mm)	12.7761	13.75
BIO15 - Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)	84.9602	82
BIO16 - Precipitação do trimestre mais chuvoso (mm)	884.961	893.25
BIO17 - Precipitação do trimestre mais seco (mm)	40.33	43.4375
BIO18 - Precipitação do trimestre mais quente (mm)	657.706	685.375
BIO19 - Precipitação do trimestre mais frio (mm)	41.7313	43.6875

Anexo 1.2 – Análise de Componentes Principais (PCA) das 29 variáveis ambientais ao longo das 16 ocorrências de *Gymnopogon doellii*, no Quadrilátero Ferrífero, MG.

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7	PC 8	PC 9	PC 10	PC 11	PC 12	PC 13	PC 14	PC 15
bio11	0.242	0.010	-0.002	-0.079	-0.028	0.048	0.000	0.032	0.059	0.099	0.046	-0.033	-0.133	0.135	0.089
bio1	0.241	0.012	-0.019	-0.082	-0.032	0.057	0.050	0.063	0.073	0.090	0.010	-0.066	-0.084	0.242	0.200
bio10	0.241	0.027	0.014	-0.095	-0.035	0.052	0.032	0.046	0.049	0.074	0.087	0.004	-0.059	0.193	0.401
bio8	0.241	0.025	0.009	-0.097	-0.035	0.052	0.026	0.073	0.073	0.077	0.077	-0.046	-0.007	0.206	0.209
bio5	0.240	0.026	0.008	-0.097	-0.039	0.062	0.044	0.036	0.072	0.077	0.124	-0.015	-0.076	0.148	-0.142
bio6	0.240	0.042	-0.010	-0.100	-0.042	0.064	0.016	0.032	0.080	0.101	0.037	-0.022	-0.117	0.201	-0.258
bio9	0.235	0.021	-0.123	0.074	0.004	0.072	0.054	-0.052	0.098	0.194	0.005	0.159	-0.078	0.225	-0.532
mcurvature	0.226	0.005	0.014	-0.005	-0.163	0.123	0.297	0.223	-0.013	0.018	-0.049	-0.230	0.237	-0.409	0.166
bio7	0.175	-0.012	0.009	0.061	0.533	0.001	0.043	-0.336	-0.089	0.139	0.044	0.205	0.569	0.201	0.116
sand_conte	0.124	0.247	-0.241	0.285	0.341	0.183	0.001	0.089	-0.178	-0.304	0.008	0.104	-0.106	-0.127	-0.053

silt_contc	0.122	0.010	0.195	0.193	-0.318	-0.541	-0.165	0.199	-0.161	0.328	-0.161	0.375	0.121	-0.029	0.025
bio15	0.115	0.380	0.023	0.300	0.203	-0.030	0.008	0.073	0.156	0.355	-0.055	0.016	-0.037	-0.212	0.027
NDVI	0.104	0.277	-0.144	0.120	-0.466	0.156	0.138	-0.277	0.308	-0.348	0.035	0.511	0.130	-0.068	0.067
bio4	0.048	0.241	0.475	-0.254	0.179	-0.044	-0.011	0.285	-0.135	-0.282	0.133	0.211	0.168	-0.064	-0.056
Slope	-0.016	0.153	-0.243	-0.451	0.194	-0.443	-0.040	-0.037	0.564	-0.093	-0.252	-0.103	0.133	-0.109	-0.045
CTC	-0.024	-0.223	0.303	0.498	0.022	-0.057	-0.216	0.069	0.545	-0.153	0.357	-0.221	0.159	0.070	-0.033
bio2	-0.037	-0.357	-0.302	-0.104	0.186	0.207	-0.142	0.586	0.201	0.069	0.107	0.444	-0.017	-0.132	0.067
aspect	-0.038	-0.317	0.316	0.151	0.208	-0.058	0.618	-0.015	0.181	-0.093	-0.409	0.202	-0.283	0.081	0.046
bio3	-0.108	-0.294	-0.410	0.208	-0.101	0.006	0.039	-0.057	-0.072	0.123	-0.196	-0.045	0.287	0.046	0.054
coarse_fra	-0.114	0.097	0.293	-0.060	-0.047	0.553	-0.399	-0.031	0.173	0.152	-0.560	0.007	0.099	0.031	0.032
clay_contc	-0.168	-0.187	0.184	-0.293	-0.029	0.179	0.155	-0.318	0.088	0.385	0.384	0.198	0.039	-0.329	-0.073
bio13	-0.193	0.289	-0.037	0.114	0.050	0.032	0.147	0.145	0.125	0.253	0.048	-0.014	-0.067	0.054	0.043

bio16	-0.206	0.254	-0.034	0.094	0.046	0.027	0.149	0.137	0.056	0.210	-0.010	-0.033	0.041	-0.018	-0.131
bio18	-0.220	0.210	-0.049	0.030	-0.007	0.023	0.188	0.027	0.041	0.109	0.132	-0.045	-0.015	0.038	0.279
elevation	-0.222	0.047	-0.031	0.028	0.157	-0.143	-0.311	-0.239	0.006	0.009	0.079	0.247	-0.437	0.061	0.236
bio12	-0.231	0.143	-0.068	0.017	-0.038	0.036	0.148	0.042	0.062	0.100	0.134	-0.056	-0.055	0.091	0.018
bio14	-0.239	0.043	-0.001	-0.064	-0.083	0.015	0.059	0.135	-0.004	-0.058	0.032	0.072	0.196	0.407	0.161
bio17	-0.239	0.051	0.015	-0.070	-0.056	0.012	0.097	0.142	-0.052	-0.061	0.030	0.019	0.138	0.200	-0.356
bio19	-0.240	0.058	-0.002	-0.047	-0.059	0.013	0.092	0.130	-0.025	-0.041	0.009	0.047	0.138	0.279	0.023

Anexo 1.3 – Correlação de Pearson entre as 29 variáveis ambientais usadas na Análise de Componentes Principais (PCA) ao longo das 16 ocorrências de *Gymnopogon doellii*, no Quadrilátero Ferrífero, MG.

	slope	silt	sand	NDVI	mcurv	elevation	CTC	coarse	clay	bio17	bio16	bio15	bio14	bio13	bio12
slope		0.678	0.927	0.891	0.505	0.446	0.032	0.273	0.869	0.701	0.611	0.946	0.701	0.590	0.618
silt	-0.112		0.895	0.395	0.090	0.114	0.366	0.116	0.061	0.057	0.106	0.223	0.062	0.133	0.045
sand	-0.025	-0.036		0.101	0.106	0.181	0.479	0.314	0.000	0.045	0.629	0.001	0.039	0.807	0.213
NDVI	-0.037	0.228	0.425		0.045	0.086	0.357	0.698	0.042	0.181	0.647	0.071	0.212	0.819	0.451
mcurvature	-0.180	0.438	0.419	0.507		0.000	0.617	0.133	0.015	0.000	0.001	0.126	0.000	0.003	0.000
elevation	0.205	-0.411	-0.352	-0.443	-0.990		0.716	0.152	0.032	0.000	0.000	0.248	0.000	0.001	0.000
CTC	-0.536	0.242	-0.191	-0.247	-0.136	0.099		0.631	0.821	0.977	0.783	0.841	0.985	0.767	0.826
coarse	-0.292	-0.409	-0.269	-0.105	-0.392	0.376	0.130		0.052	0.067	0.090	0.687	0.065	0.101	0.099
clay	-0.045	-0.479	-0.784	-0.514	-0.597	0.537	0.062	0.494		0.005	0.153	0.003	0.005	0.238	0.027
bio17	0.104	-0.485	-0.508	-0.352	-0.858	0.842	-0.008	0.469	0.667		0.000	0.082	0.000	0.000	0.000
bio16	0.138	-0.420	-0.131	-0.124	-0.742	0.777	-0.075	0.438	0.374	0.869		0.891	0.000	0.000	0.000
bio15	0.019	0.322	0.759	0.462	0.399	-0.307	-0.055	-0.109	-0.695	-0.448	0.037		0.071	0.637	0.367
bio14	0.104	-0.477	-0.519	-0.330	-0.862	0.843	0.005	0.471	0.662	0.997	0.858	-0.463		0.000	0.000
bio13	0.146	-0.392	-0.067	-0.062	-0.696	0.741	-0.080	0.425	0.313	0.818	0.994	0.128	0.809		0.000
bio12	0.135	-0.508	-0.330	-0.203	-0.828	0.841	-0.060	0.427	0.552	0.957	0.956	-0.242	0.955	0.929	
bio3	-0.101	-0.291	-0.209	-0.241	-0.393	0.353	0.135	-0.175	0.234	0.345	0.175	-0.537	0.374	0.120	0.343
bio4	0.095	0.196	0.041	-0.019	0.176	-0.162	-0.087	0.268	-0.042	-0.088	-0.023	0.332	-0.123	0.001	-0.163
bio5	-0.020	0.434	0.456	0.456	0.935	-0.920	-0.192	-0.400	-0.608	-0.938	-0.810	0.445	-0.937	-0.753	-0.901
bio6	0.003	0.430	0.473	0.473	0.927	-0.909	-0.220	-0.388	-0.628	-0.935	-0.794	0.465	-0.933	-0.735	-0.891

bio7	0.020	0.143	0.608	-0.007	0.521	-0.520	-0.020	-0.375	-0.464	-0.762	-0.579	0.499	-0.777	-0.542	-0.711
bio8	-0.012	0.445	0.454	0.443	0.935	-0.922	-0.186	-0.400	-0.620	-0.938	-0.812	0.445	-0.936	-0.756	-0.906
bio11	-0.026	0.450	0.461	0.431	0.927	-0.913	-0.172	-0.411	-0.625	-0.955	-0.829	0.440	-0.953	-0.774	-0.919
bio2	0.025	-0.406	-0.130	-0.455	-0.147	0.081	0.051	-0.083	0.245	0.095	-0.142	-0.543	0.115	-0.184	0.008
bio10	-0.021	0.448	0.456	0.448	0.933	-0.919	-0.190	-0.400	-0.617	-0.940	-0.813	0.448	-0.939	-0.757	-0.907
bio19	0.104	-0.484	-0.487	-0.331	-0.863	0.849	-0.003	0.465	0.649	0.999	0.882	-0.427	0.998	0.834	0.967
bio1	-0.017	0.431	0.468	0.442	0.938	-0.926	-0.191	-0.422	-0.631	-0.945	-0.818	0.437	-0.943	-0.763	-0.908
bio18	0.159	-0.477	-0.241	-0.141	-0.786	0.812	-0.101	0.420	0.481	0.923	0.983	-0.113	0.915	0.966	0.989
bio9	-0.071	0.407	0.607	0.505	0.891	-0.866	-0.144	-0.480	-0.709	-0.954	-0.752	0.533	-0.946	-0.689	-0.860
aspect	-0.339	-0.015	-0.373	-0.509	-0.094	0.022	0.556	-0.004	0.389	0.101	-0.092	-0.338	0.081	-0.134	-0.024

	bio3	bio4	bio5	bio6	bio7	bio8	bio11	bio2	bio10	bio19	bio1	bio18	bio9	aspect
slope	0.709	0.727	0.941	0.991	0.943	0.964	0.924	0.927	0.940	0.703	0.951	0.557	0.795	0.199
silt	0.275	0.468	0.093	0.097	0.596	0.084	0.081	0.118	0.082	0.057	0.095	0.062	0.118	0.956
sand	0.437	0.879	0.076	0.064	0.012	0.077	0.073	0.631	0.076	0.056	0.068	0.369	0.013	0.155
NDVI	0.368	0.944	0.076	0.064	0.980	0.086	0.095	0.076	0.082	0.211	0.087	0.602	0.046	0.044
mcurvature	0.132	0.516	0.000	0.000	0.039	0.000	0.000	0.586	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.729
elevation	0.181	0.549	0.000	0.000	0.039	0.000	0.000	0.765	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.935
CTC	0.617	0.749	0.477	0.413	0.940	0.490	0.523	0.851	0.480	0.991	0.479	0.709	0.595	0.025
coarse	0.517	0.316	0.125	0.137	0.152	0.125	0.114	0.760	0.124	0.069	0.103	0.105	0.060	0.988
clay	0.383	0.878	0.012	0.009	0.071	0.010	0.010	0.360	0.011	0.007	0.009	0.059	0.002	0.137

bio17	0.190	0.746	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.727	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.709
bio16	0.518	0.933	0.000	0.000	0.019	0.000	0.000	0.599	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.735
bio15	0.032	0.209	0.084	0.070	0.049	0.084	0.088	0.030	0.082	0.099	0.091	0.676	0.033	0.200
bio14	0.153	0.649	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.671	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.766
bio13	0.658	0.998	0.001	0.001	0.030	0.001	0.000	0.494	0.001	0.000	0.001	0.000	0.003	0.621
bio12	0.194	0.546	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.976	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.929
bio3		0.000	0.048	0.050	0.203	0.049	0.066	0.008	0.046	0.164	0.079	0.378	0.266	0.615
bio4	-0.922		0.356	0.379	0.439	0.345	0.424	0.039	0.335	0.667	0.460	0.789	0.975	0.936
bio5	-0.500	0.247		0.000	0.005	0.000	0.000	0.574	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.447
bio6	-0.497	0.236	0.998		0.006	0.000	0.000	0.558	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.367
bio7	-0.336	0.208	0.659	0.652		0.005	0.004	0.851	0.005	0.001	0.005	0.006	0.002	0.772
bio8	-0.499	0.253	0.999	0.998	0.659		0.000	0.592	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.442
bio11	-0.470	0.215	0.998	0.997	0.672	0.998		0.635	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.460
bio2	0.639	-0.520	-0.152	-0.158	-0.051	-0.145	-0.129		0.561	0.727	0.671	0.704	0.773	0.525
bio10	-0.506	0.258	0.999	0.998	0.663	0.999	0.998	-0.157		0.000	0.000	0.000	0.000	0.451
bio19	0.365	-0.117	-0.942	-0.938	-0.761	-0.942	-0.958	0.095	-0.944		0.000	0.000	0.000	0.748
bio1	-0.452	0.199	0.997	0.997	0.663	0.998	0.998	-0.115	0.997	-0.948		0.000	0.000	0.470
bio18	0.237	-0.073	-0.855	-0.842	-0.651	-0.859	-0.876	-0.103	-0.859	0.933	-0.865		0.000	0.808
bio9	-0.296	0.009	0.946	0.951	0.712	0.944	0.955	-0.078	0.945	-0.944	0.957	-0.815		0.410
aspect	0.136	0.022	-0.205	-0.242	0.079	-0.207	-0.199	0.172	-0.203	0.087	-0.195	-0.066	-0.221	

Anexo 1.4 – Classes de adequabilidade para *Gymnopogon doellii* em Unidades de Conservação alvo de prospecção de novas populações no Quadrilátero Ferrífero, MG.

Unidade de Conservação (área km ²)	Municípios	Categoria/ Esfera	Porcentagem e (área em km ²) das classes de adequabilidade			
			inadequada	baixa	média	alta
Estação Ecológica Estadual de Arêdes (11.89)	Itabirito	ESEC/ Estadual	3.87% (0.46)	3.36% (0.4)	36.42% (4.33)	56.35% (6.7)
Monumento Natural Estadual da Serra da Moeda (23.7)	Moeda, Itabirito	MONA/ Estadual	3.21% (0.76)	4.0% (0.97)	22.36% (5.3)	70.34% (16.67)
Parque Estadual Serra de Ouro Branco (75.2)	Ouro Preto, Ouro Branco	PAR/ Estadual	59.68% (44.88)	10.63% (7.99)	22.66% (17.04)	7.03% (5.29)
Parque Estadual da Serra do Rola Moça (40.95)	Belo Horizonte, Brumadinho Ibirite, Nova Lima	PAR/ Estadual	83.87% (34.35)	5.81% (2.38)	10.3% (4.22)	0.01% (0.005)
Parque Nacional da Serra da Gandarela (312.64)	Nova Lima, Raposos Caete, Santa Barbara Mariana, Ouro Preto Itabirito, Rio Acima	PARNA/ Federal	74.92% (234.2)	6.79% (21.24)	15.68% (49.02)	2.61% (8.15)
Monumento Natural Municipal Serra da Calçada (6.55)	Nova Lima	MONA/ Municipal	75.73% (4.96)	7.94% (0.52)	16.34% (1.07)	0% (0)
RPPN Luiz Carlos Jurovsk Tamassia (12.77)	Ouro Branco	RPPN/ Estadual	84.77% (10.83)	7.51% (0.96)	7.59% (0.97)	0.13% (0.016)

Anexo 1.5 – Indicações das localidades para realização das estratégias de conservação de *Gymnopogon doellii* no Quadrilátero Ferrífero, MG.

Localidade	Vértice 1	Vértice 2	Vértice 3	Vértice 4	Área
Área de prospecção de novas populações em UCs					
Estação Ecológica de Arêdes	20°17'27.268"S 43°54'30.118"W	20°17'27.183"S 43°54'30.21"W	20°17'18.007"S 43°53'54.246"W	20°17'56.112"S 43°54'6.647"W	2 km ² /200 ha
Monumento Natural da Serra da Moeda 1	20°18'1.21"S 43°56'42.856"W	20°17'43.482"S 43°56'14.38"W	20°17'49.891"S 43°55'45.74"W	20°18'26.428"S 43°56'29.002"W	1 km ² / 100 ha
Monumento Natural da Serra da Moeda 2	20°19'53.229"S 43°56'39.764"W	20°18'30.352"S 43°56'54.01"W	20°18'30.554"S 43°56'30.291"W	20°19'42.806"S 43°55'55.677"W	2.5 km ² / 250 ha
Monumento Natural Municipal Serra da Calçada	20°8'42.03"S 43°58'30.439"W	20°7'43.661"S 43°58'27.175"W	20°7'45.242"S 43°58'3.291"W	20°8'51.54"S 43°57'38.979"W	2 km ² /200 ha
Parque Estadual da Serra de Ouro Branco 1	20°28'16.408"S 43°40'39.236"W	20°27'16.86"S 43°40'44.996"W	20°27'30.44"S 43°39'52.151"W	20°28'19.873"S 43°39'46.016"W	2.5 km ² / 250 ha
Parque Estadual da Serra de Ouro Branco 2	20°27'30.009"S 43°44'29.945"W	20°27'6.61"S 43°44'31.049"W	20°26'59.976"S 43°43'30.844"W	20°27'29.232"S 43°43'30.602"W	1.4 km ² / 140 ha
Parque Estadual da Serra do Rola Moça 1	20°4'35.153"S 44°0'27.873"W	20°4'12.543"S 44°0'10.746"W	20°4'12.69"S 44°0'0.252"W	20°4'48.215"S 43°59'59.808"W	0.6 km ² / 60 ha
Parque Estadual da Serra do Rola Moça 2	20°4'28.805"S 44°0'59.727"W	20°3'30.799"S 44°1'0.089"W	20°3'29.701"S 44°0'17.652"W	20°3'58.964"S 44°0'17.832"W	1.6 km ² / 160 ha
Parque Nacional da Serra do Gandarela 1	20°5'32.418"S 43°41'59.73"W	20°4'56.793"S 43°42'0.115"W	20°4'56.391"S 43°41'28.967"W	20°5'32.448"S 43°41'28.849"W	1 km ² / 100 ha
Parque Nacional da Serra do Gandarela 2	20°14'0.161"S 43°33'30.074"W	20°13'0.569"S 43°33'29.939"W	20°12'59.861"S 43°32'30.236"W	20°13'59.671"S 43°32'30.818"W	3.2 km ² / 320 ha

Área de prospecção de novas populações em áreas da Gerdau					
Gerdau Açominas S.A. 1 (inclui Reserva Legal)	20°20'29.548"S 43°56'13.569"W	20°19'49.267"S 43°56'12.75"W	20°19'29.371"S 43°54'4.795"W	20°20'6.509"S 43°53'58.511"W	5 km ² / 500 ha
Gerdau Açominas S.A. 2 (inclui Área de Compensação)	20°17'44.502"S 43°56'16.484"W	20°17'1.499"S 43°56'20.973"W	20°16'49.28"S 43°55'24.69"W	20°17'31.196"S 43°55'11.631"W	2.5 km ² / 250 ha
Gerdau Açominas S.A. 3 (inclui Área de Compensação)	20°19'19.632"S 43°56'8.953"W	20°18'6.551"S 43°56'20.399"W	20°17'45.193"S 43°55'35.62"W	20°18'43.499"S 43°55'0.781"W	4 km ² / 400 ha
RPPN Luiz Carlos Jurovsk Tamassia	20°29'0.149"S 43°44'30"W	20°28'39.926"S 43°44'29.982"W	20°29'49.229"S 43°42'36.738"W	20°30'0.253"S 43°42'58.223"W	2.3 km ² / 230 ha
Área de plantio de mudas					
Monumento Natural da Serra da Moeda	20°18'21.6"S 43°56'36.4"W	20°18'14.3"S 43°56'32.1"W	20°18'17.8"S 43°56'16.7"W	20°18'23.1"S 43°56'15.3"W	0.1 km ² / 10 ha
Monumento Natural da Serra da Moeda/ Laboratório Experimental da Gerdau S.A.	20°15'52.41"S 43°57'37.98"W	20°15'50.93"S 43°57'38.18"W	20°15'52.31"S 43°57'31.43"W	20°15'53.50"S 43°57'31.63"W	< 0.1 km ² / 10 ha
Área de Compensação da Gerdau Açominas S.A. 1	20°17'25.03"S 43°55'22.138"W	20°17'0.737"S 43°55'35.056"W	20°16'56.866"S 43°55'26.874"W	20°17'21.679"S 43°55'14.663"W	0.21 km ² /21 ha
Área de Compensação da Gerdau Açominas S.A. 2	20°16'47.854"S 43°56'58.209"W	20°16'32.203"S 43°57'14.64"W	20°16'29.071"S 43°57'8.915"W	20°16'44.094"S 43°56'55.543"W	0.1 km ² /10 há
Reserva Legal da Gerdau Açominas S.A.	20°20'25.273"S	20°19'47.511"S	20°19'46.168"S	20°20'19.898"S	0.45 km ³ / 45 ha
RPPN Luiz Carlos Jurovsk Tamassia	43°56'10.711"W 43°44'30"W	43°56'10.286"W 43°44'29.982"W	43°56'1.627"W 43°42'36.738"W	43°55'53.755"W 43°42'58.223"W	2.3 km ² / 230 ha

CAPÍTULO 2

GENÉTICA DE POPULAÇÕES DE *GYMNOPOGON DOELLII* BOECHAT & VALLS (POACEAE): IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO

RESUMO

Estudos de diversidade genética são fundamentais para subsidiar estratégias de conservação de espécies ameaçadas de extinção. Para fornecer dados confiáveis para tomadas de decisão no manejo de *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls, em meio a impactos da agropecuária e mineração, analisamos a sua diversidade genética e estrutura genética. Para isso, fizemos a análise de Polimorfismo de Comprimento de Fragmento Amplificado (AFLP) em um total de 95 indivíduos de 7 populações de Brasília, Distrito Federal e Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Os resultados mostraram níveis intermediários de diversidade genética comparado à outras espécies ameaçadas. Três combinações de primers produziram um total de 224 bandas de DNA com frequência polimórfica de 78%. A diversidade genética geral (H_t) foi de 0.159, diversidade genética média dentro das populações (H_s) foi de 0.144, a diversidade genética de Nei (h) de diferentes populações variaram de 0.118 para 0.18, e o índice de informação de Shannon (I) foi de 0.187. A análise de variância molecular (AMOVA) revelou que a variação dentro das populações foi responsável por 86.37% da variação total, indicando que a diferenciação existe principalmente dentro das populações. O alto fluxo gênico ($N_m = 4.942$) entre as populações, revela alta comunicação genética, mesmo entre populações distantes. A espécie não apresenta gargalos quanto a quantidade de diversidade genética que possa inviabilizar as suas populações. Contudo, deve ser dada a atenção para proteção, e se for o caso, a captura de maior diversidade genética para formação de coleções *ex situ*, abrangendo maior número possível de populações. A diversidade genética revelada para as populações analisadas neste trabalho, deve ser considerada em vista das peculiaridades de cada região. As populações de Rio Acima e Brasília, apresentam importante diversidade genética, que deve ser testada no cruzamento com outras populações, a fim de aumentar o vigor híbrido e a viabilidade das mudas produzidas. O rastreamento da diversidade genética gerado por este trabalho, será importante para controlar a diversidade genética conservada, capturada e translocada *in situ*.

2.1. INTRODUÇÃO

A manutenção da diversidade genética deve ser das primeiras ações de conservação das espécies (McNeely *et al.*, 1990). Para isso, os estudos de genética de populações revelam conhecimentos importantes que ajudam a direcionar estratégias de conservação e manutenção de espécies ameaçadas

(Frankham *et al.*, 2009). Para as plantas se destacam estratégias de conservação *ex situ* e *in situ*, colocadas na CDB - Convenção sobre Diversidade Biológica, como metas da Estratégia Global para Conservação de Plantas (CDB, 2024), que estabelece a diversidade genética como componente que merece atenção.

Quando não é conhecida a distribuição da diversidade genética ao longo das populações, é possível que pouco de toda amplitude de diversidade genética da espécie, possa ser capturada em coleções botânicas ou bancos de germoplasma (Vitt e Havens 2004; Guerrant *et al.*, 2004). Dessa forma, as translocações de mudas tornam-se menos efetivas em programas de reintrodução de espécies e manutenção da diversidade genética (Hoban, 2019; Van Rossum e Hardy 2020).

Sobretudo, o conhecimento da diversidade possibilita investigar causas e efeitos no declínio das espécies, auxiliando nas tomadas de decisão para mitigar ameaças de extinção (Spielman *et al.*, 2004; Holderegger *et al.*, 2019). A degradação ambiental gera perda de diversidade genética, pois na morte de indivíduos é excluída variação existente (Frankham, 2017). A fragmentação de hábitat pode restringir o fluxo gênico e intensifica a endogamia, que somada a maior deriva genética devido a redução do tamanho populacional, aceleram ainda mais a perda de diversidade genética (Kramer e Havens 2009). Essa perda de diversidade genética diminui o potencial adaptativo, plasticidade e viabilidade, tornando as plantas mais propensas a mortalidade ao longo do ciclo de vida (Walisch *et al.*, 2012), afetando a manutenção de suas populações. Este cenário de perda de diversidade genética junto a diminuição do tamanho populacional, é denominado de vórtex de extinção (Gilpin e Soulé, 1986).

Em vista de se fazer levantamentos de diversidade genética para implicar nas indicações de estratégias de conservação de forma rápida e simplificada, são adequados os marcadores AFLP - Amplified Fragment Length Polymorphism (Vos *et al.*, 1995). Com poucas combinações de primers, geram alto número de loci e polimorfismos, sem necessidade de conhecimento prévio das sequências e sem uso de primers espécie-específicos (Mueller and Wolfenbarger, 1999), tornando as análises de detecção de diversidade genética mais rápidas e de menor custo se comparado a outros marcadores (Bleas *et al.*, 1998; Solé-Cava e Cunha, 2012). E

AFLPs são marcadores são altamente replicáveis, estáveis e sensíveis na detecção de estrutura genética de populações (Garcia *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2016). Apesar de não revelarem heterozigotos, podem ser geradas estimativas confiáveis da heterozigotidade esperada e endogamia, que são resultados importantes para avaliar riscos relacionados à diversidade genética, e implicações para conservação de espécies ameaçadas (Peakall e Smouse 2006; Dasmahapatra *et al.*, 2008; Foll *et al.*, 2010; Chybicki *et al.*, 2011).

Em meio a essa necessidade de estudos com desdobramentos para subsidiar estratégias para conservação de espécies ameaçadas que considerem a diversidade genética, realizamos esta

investigação para a Criticamente Ameaçada *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls. As análises nos levam ao direcionamento de estratégias de conservação da espécie, considerando a distribuição da diversidade genética ao longo de suas populações. Dentre essas, se destacam o direcionamento para captura, propagação, e translocação *in situ* de diversidade genética conhecida.

Desta forma, buscamos responder as seguintes perguntas: (1) como é a distribuição da diversidade genética ao longo das populações? Apresenta baixos valores? (2) as populações apresentam estruturação genética e alto grau de isolamento? (3) existem ameaças ao declínio das populações em vista de baixa diversidade genética? Quais as implicações para conservação mediante a diversidade genética observada? (5) Como devem ser direcionadas ações de conservação *ex situ* e *in situ* em vista da distribuição da diversidade genética?

2.2. OBJETIVO

Análise da diversidade genética e estrutura genética de *G. doellii* para subsidiar estratégias de conservação.

2.3. MATERIAIS E MÉTODOS

Material vegetal e extração de DNA

Foram amostradas 7 populações de *Gymnopogon doellii* em 4 municípios (Tabela 2.1, Figura 2.1).

Folhas jovens foram coletadas e desidratadas em sílica gel para a extração de DNA seguindo Inglis *et al.* (2018) com a integridade e quantidade DNA sendo analisadas em gel de agarose a 1% em espectrofotômetro NanoDrop 2000 (Thermo Scientific).

Protocolo AFLP

A análise de AFLP foi realizada conforme Vos *et al.* (1995), seguindo as adaptações de Inglis *et al.* (2020), usando adaptadores e primers, com adaptação para detecção de fluorescência. Foram testadas e selecionadas seis combinações de primers EcoRI e MseI (Tabela 2.2).

A detecção dos perfis de AFLP fluorescentes foi pela mistura de 1 µL de produto de PCR com 9 µL de formamida HiDi e 0,3 µL do ladder de tamanho molecular Genescan 600-LIZ v.2.0 (Applied Biosystems). Posteriormente foi feito o preparo das amostras para injeção em analisador DNA ABI 31300 (Applied Biosystems), por desnaturação a 95°C por 5 minutos e resfriamento em gelo.

No GeneMarker (SoftGenetics), os arquivos de picos de AFLP gerados em formato (.fsa), foram processados para a geração da tabela de dados. Os picos de baixa qualidade ou parcialmente sobrepostos foram classificados e filtrados, de forma a reduzir o risco de homoplasia de tamanho, usando R CRAN, RawGeno (Arrigo *et al.*, 2012). Após a filtragem de perfis de AFLP, estes foram

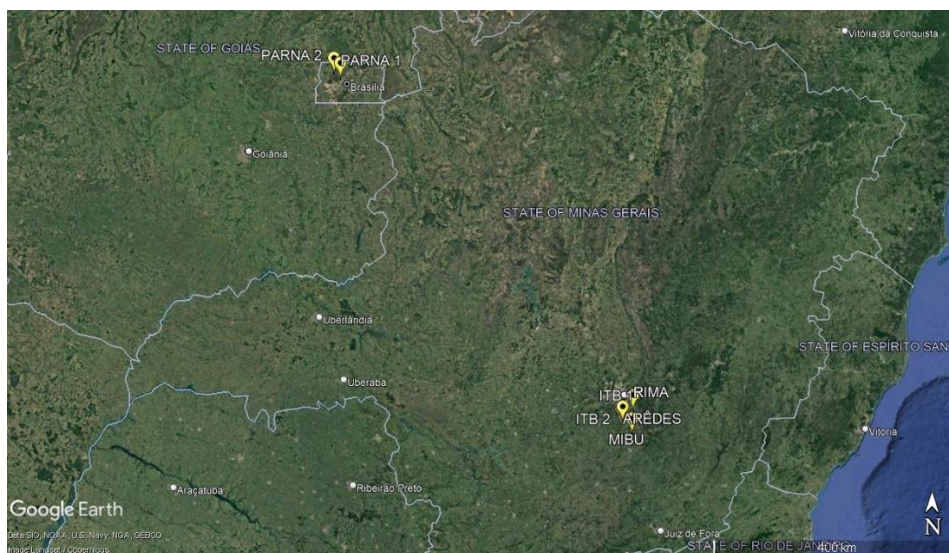


Figura 2.1 – Mapa das populações (pinos amarelos) em que foram coletadas amostras de material vegetal para análise de diversidade genética de *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls.

Tabela 2.1 - Localização das populações de *Gymnopogon doellii* amostradas.

População	Nº de indivs.	Amostras	Localização (Estado)	Latitude (S)	Longitude (W)
ITB1	92	14	Itabirito (MG)	20°18'16.8"	43°54'37.4"
ITB2	20	13	Itabirito (MG)	20°18'37.2"	43°54'38.3"
ARÊDES	89	14	Itabirito (MG)	20°17'55.7"	43°54'10.5"
PARNA 1	287	14	Brasília (DF)	15°44'06.2"	47°56'00.7"
PARNA 2	32	14	Brasília (DF)	15°39'56.0"	48°01'28.6"
MIBU	30	14	Miguel Burnier, Ouro Preto (MG)	20° 27' 30"	43° 45' 46"
RIMA	15	12	Rio Acima (MG)	20°08'18.8"	43°45'27.2"

convertidos em uma matriz binária de presença (1) ou ausência (0) de pico. Esta tabela foi a entrada nos softwares para obtenção dos índices e análises de diversidade genética.

Análise de diversidade genética

Foram estimadas a diversidade genética e estrutura genética populacional utilizando as métricas: número de indivíduos (N), percentual de locos polimórficos (PLP), número total de alelos (N_t) número de alelos observados por loco (N_a), número efetivo de alelos (N_e), número de alelos privados (N_p), índice de Shannon (I ; Lewontin, 1972), diversidade genética de Nei (h), heterozigosidade esperada (H_e), distância genética de Nei (G_d), diversidade populacional total (H_t), diversidade genética dentro (H_s) e entre populações (H_b), e diferenciação entre populações (F_{st}), sob a presunção de Equilíbrio Hardy–Weinberg (HWE, Vekemans *et al.*, 2002). Para isto, se empregaram, a priori, os softwares GenAlEx 6.5 (Peakall e Smouse, 2012) e AFLP-SURV v1.0. Adicionalmente,

Tabela 2.2 – Combinação selecionada de primers AFLPs.

Primer (n°)	Primer EcoRI	Primer MseI	Corante	Cor
1	EcoRI + ACA	MseI + CTT	FAM	Azul
2	EcoRI + ACC	MseI + CAA	NED	Amarelo
3	EcoRI + ACG	MseI + CAT	VIC	Verde
4	EcoRI + ACT	MseI + CAG	FAM	Azul
5	EcoRI + AAG	MseI + CTG	VIC	Verde
6	EcoRI + AAC	MseI + CTA	NED	Amarelo

se estimou o grau da diferenciação genética entre populações usando a estatística G_{st} de Nei (1973) e fluxo gênico (N_m) (Mcdermott e Mcdonald, 1993). Foram inferidos os clusters populacionais usando um modelo de mistura com frequências alélicas independentes no STRUCTURE V2.2 (Hubisz *et al.*, 2009), para os quais os parâmetros de diversidade foram recalculados.

Com auxílio do programa Structure 2.3, usando a programação burn-in = 10.000; 20.000 réplicas, para obtenção dos valores do logaritmo natural da probabilidade do número de grupos ($\ln P(K)$) e do ΔK para cada um dos possíveis modelos populacionais, com K variando de 1 a 10 populações. Foram gerados os gráficos dos valores médios de Ln das probabilidades de cada K e os valores de ΔK , segundo correção de Evanno *et al.* (2005). Também construímos o dendrograma UPGMA a partir da distância genética de Nei (Nei, 1978) entre populações com estabilidade do nó verificada com 1000 bootstraps.

2.4. RESULTADOS

Seis combinações seletivas de primers AFLP produziram um total de 224 fragmentos, dos quais 175 (78%) foram polimórficos. Das sete populações, a frequência polimórfica foi de 38.39% a 54.02%. O valor máximo foi na população ITB 1 e RIMA e o valor mínimo, em ITBII, isto correspondeu também com as maiores e menores heterozigosidades esperadas e não enviesadas (Tabela 2.3).

A análise da diversidade genética mostrou que a diversidade genética geral (H_t) foi de 0,159, a diversidade genética média dentro das populações (H_s) foi de 0,144, a diversidade genética de Nei (h) de diferentes populações variou de 0,118 (MIBU) a 0,18 (ITB1) e o índice de informação de Shannon (I) foi de 0,187 (Tabela 2.3).

Com base na AMOVA, a variação dentro das populações foi responsável por 86.37% da

Tabela 2.3 – Índices de diversidade genética por população e para o total das populações de *Gymnopogon doellii*, baseada em marcadores AFLPs.

População	ITB1	ITB2	ARÊDES	PARNA 1	PARNA 2	MIBU	RIMA	Total
Número de indivíduos (N)	14	13	14	14	14	14	12	95
(PLP) Locus polimórficos (%)	54.02	38.39	41.52	42.86	41.07	41.52	54.02	44.77 ¹
Número total de alelos (N_t)	135	102	104	107	103	96	121	109.71 ¹
Número de alelos privados (N_p)	14	0	1	1	1	1	21	-
Média de alelos observados por loco (N_a , SE)	1.143(0.064)	0.839(0.064)	0.879(0.065)	0.906(0.065)	0.871(0.065)	0.844(0.066)	1.080(0.067)	0.938(0.008)
Média de alelos efetivos por loco (N_e , SE)	1.239(0.022)	1.161(0.019)	1.198(0.021)	1.185(0.020)	1.149(0.018)	1.166(0.019)	1.248(0.022)	1.192(0.008)
Índice de Shannon (I , SE)	0.229(0.017)	0.161(0.016)	0.187(0.017)	0.180(0.016)	0.154(0.015)	0.163(0.016)	0.237(0.017)	0.187(0.006)
Diversidade genética de Nei (h , SE)	0.180(0.012)	0.133(0.011)	0.147(0.012)	0.141(0.011)	0.120(0.011)	0.118(0.011)	0.170(0.012)	0.144(0.009)
Heterozigosidade esperada (H_e , SE)	0.146(0.012)	0.102(0.011)	0.121(0.012)	0.115(0.011)	0.095(0.010)	0.103(0.011)	0.152(0.012)	0.119(0.004)
Heterozigosidade esperada não-enviesada (uH_e , SE)	0.152(0.012)	0.106(0.011)	0.126(0.012)	0.119(0.012)	0.099(0.010)	0.107(0.011)	0.158(0.012)	0.124(0.004)
Diversidade total (H_t)	-	-	-	-	-	-	-	0.159(0.009)
Diversidade genética dentro de populações (H_s , SE)	-	-	-	-	-	-	-	0.144(0.003)
Diversidade genética entre populações (H_b , SE)	-	-	-	-	-	-	-	0.014(0.0192)
Diferenciação genética entre populações (G_{ST})	-	-	-	-	-	-	-	0.092
Fluxo gênico (N_m)	-	-	-	-	-	-	-	4.942
Diferenciação entre populações (F_{ST})	-	-	-	-	-	-	-	0.092*

¹ Valores médios. $N_e = 1/(p^2 + q^2)$ e $I = -1[(p * \ln(p)) + (q * \ln(q))]$ em que p e q são as frequências alélicas observadas.

variação total, enquanto a variação entre as populações contribuiu com apenas 13.29%, indicando que a variação genética dentro das populações explica grande parte da variabilidade total analisada (Tabela 2.4). O fluxo gênico (N_m) entre as populações foi de 4.942, revelando alta comunicação genética entre as populações.

O dendrograma gerado pelo método UPGMA (Figura 2.2) foi eficiente para agrupar as populações mais próximas geograficamente, mesmo com alta mistura genética, indicado pelo baixo valor de diversidade genética entre populações ($H_b = 0.014$) e baixos valores dos índices de diferenciação genética entre populações, com F_{ST} e G_{ST} igual a 0.092 (Tabela 2.3).

Este padrão de baixa diferença genética entre populações, foi corroborado pela baixa estruturação populacional revelada pela análise do Structure, que identificou 3 como o K ideal (Anexo 2.1 e 2.2), onde cada grupo é formado por indivíduos de várias populações geograficamente separadas

Tabela 2.4 – Análise molecular de variância (AMOVA) para as populações e para grupos baseada em marcadores AFLPs em *Gymnopogon doellii*.

Fonte de variação	gl	SQ	QM	Componente de variância	Índice de fixação
Populações					
Entre populações	6	312,452	52,075	2616 (13.62%)	0,136
Dentro de populações	88	1,459,379	16,584	16584 (86.38%)	
Total	94	1,771,832		19200 (100%)	
Grupos					
Entre populações	2	283,544	141,772	4293 (21%)	0,210
Dentro de populações	92	1,488,287	16,177	16177 (79%)	
Total	94	1,771,832		20470 (100%)	

gl são os graus de liberdade; SQ é a soma de quadrados; QM são os quadrados médios

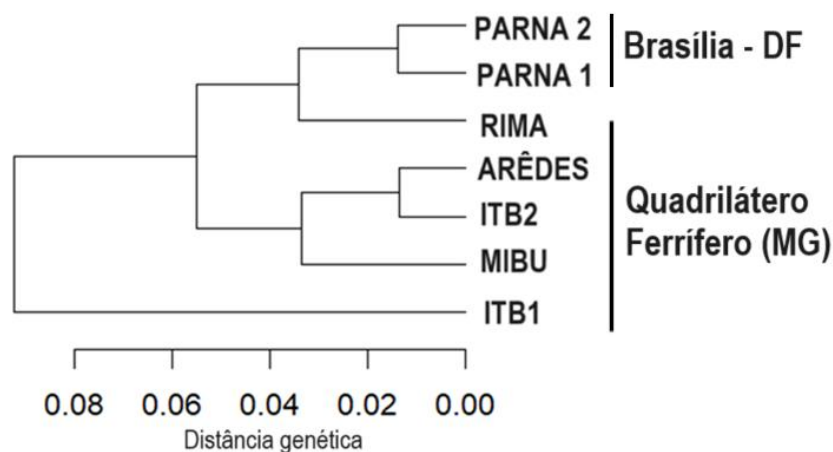


Figura 2.2 – Dendrograma gerado pelo método de análise UPGMA baseado na matriz de similaridade genética obtida via distância genética a partir de marcadores AFLPs em *Gymnopogon doellii*.

(Tabela 2.5), onde as populações apresentaram alta mistura dos 3 grupos (Figura 2.3). Contudo, o grupo 2 apareceu em maior proporção na população de ITB1 e RIMA, sendo o grupo genético com os maiores índices de diversidade genética seguido pelo grupo 3 (Anexo 2.3). Conseqüentemente, as populações que apresentam mais indivíduos atribuídos ao grupo 2 e 3, apresentam os maiores índices de diversidade genética. As populações que apresentam mais de 50% de indivíduos atribuídos ao grupo 1 são as que apresentam os menores índices de diversidade genética (Tabela 2.3 e 2.5). A AMOVA realizada para os grupos não aumentou significativamente o índice de fixação, que passou de 0.136 para 0.21, bem como a grande parte do componente da variação permaneceu dentro de populações (Tabela 2.4).

Tabela 2.5 – Distribuição dos indivíduos de *Gymnopogon doellii* e populações com base no resultado do agrupamento (grupos genéticos) indicado pela análise do software Structure.

Grupo	Indivíduos	Populações
1	B04, B05, B06, B07, B08, B09, B10, B12, C04, C05, C09, C10, C11, D03, D04, D05, D07, D08, D09, D10, D11, E05, E07, E09, E10, E11, E12, F01, F02, F03, F04, F07, F08, F09, F10, F11, F12, G01, G02, G03, G04, G05, G07, G09, G10, G11, G12, H09, H12	Indivíduos pertencentes às populações 2 (9), 3 (7), 4 (7), 5 (12), 6 (12) e 7 (2)
2	A05, B02, C01, C02, C03, C06, C07, C08, D06, E02, E03, E04, E06, E08, F05, F06, G06, H01, H02, H03, H04, H05, H06, H10, H11	Indivíduos pertencentes às populações 1 (2), 2 (2), 3 (4), 4 (5), 5 (2), 6 (1) e 7 (8)
3	A01, A02, A03, A04, A06, A07, A08, A09, A10, A11, A12, B01, B03, C12, D01, D02, D12, E01, G08, H07, H08	Indivíduos pertencentes às populações 1 (12), 2 (1), 3 (3), 4 (2), 6 (1) e 7 (2)

Populações: **1** - ITB1, **2** - ITB2, **3** - ARÊDES, **4** - PARNA1, **5** - PARNA2, **6** - MIBU e **7** - RIMA

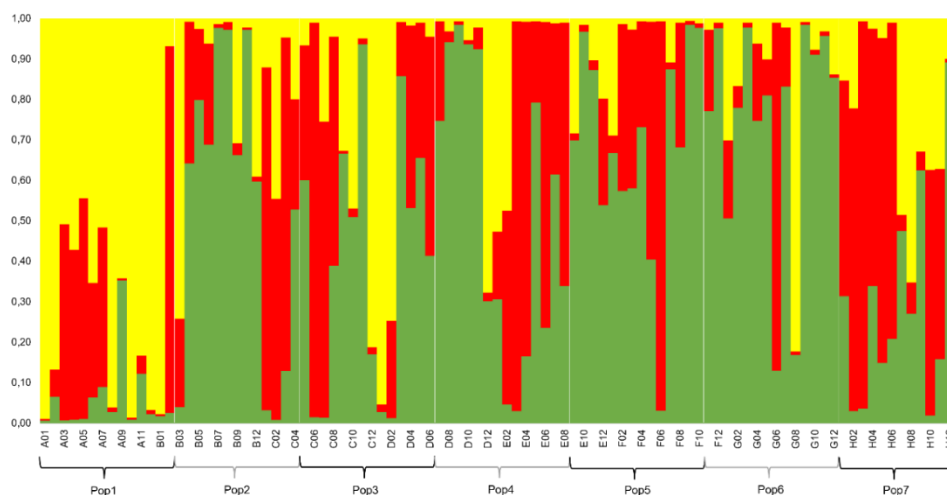


Figura 2.3 – Gráfico de atribuição de grupos genéticos, com K = 3, organizado por população de *Gymnopogon doellii*, com cada cor indicando um grupo e cada barra representa um indivíduo. No eixo y indica-se a probabilidade de cada indivíduo pertencer a cada grupo.

2.5. DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que *G. doellii* apresenta valores intermediários de índices de diversidade genética, e comparativamente à outras espécies ameaçadas, apresenta valores altos. A gramínea *Chascolytrum bulbosum* (Parodi) Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies, restrita ao sul do Brasil, a nível de espécie apresentou valor similar a *G. doellii* ($h = 0.15$). Contudo, as populações apresentaram valores médios de 0.1, variando de 0.065 a 0.18 (da Silva *et al.*, 2016), sendo que em *G. doellii* o valor mais baixo foi de 0.118, com a porcentagem de locos polimórficos também superior.

Valores baixos a intermediários de diversidade genética, também foram encontrados em escala de países da Europa Central, para *Poa badensis* Haenke ex Willd., categorizada como ameaçada. A diversidade genética ficou distribuída de forma desigual entre os países, com populações apresentando valores de h inferiores a 0.08 em um país e superiores a 0.11 em outro (Plenk *et al.*, 2019). De forma comparativa *G. doellii* apresenta altos valores de diversidade genética com outras gramíneas, incluindo espécies com distribuição ampla (vide: Honnay *et al.*, 2007; Hensen *et al.*, 2010; Wagner *et al.*, 2012; Durka *et al.*, 2013; Španiel *et al.*, 2011, 2012; López *et al.*, 2020).

Estes estudos demonstraram em comum, que a limitação do fluxo gênico devido às barreiras geográficas, levou a maior estruturação das populações, com maior variabilidade entre populações (Hufford *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2022). De modo oposto, assim como *G. doellii* que teve número de migrantes relativamente alto ($Nm \cong 5$), espécies que não apresentaram limitações no fluxo gênico apresentaram maior variabilidade explicada dentro das populações, confirmada pela AMOVA (Bin Li *et al.*, 2019), como é o caso do amplamente distribuído capim-elefante - *Pennisetum purpureum* Schumachnto (Wanjala *et al.*, 2013). Valores tão baixos de diferenciação entre populações como os encontrados em *G. doellii* ($Fst = 0.092$) são encontrados em Asteraceae como *Adonis villosa* Ledeb. (Katinas *et al.*, 2016; Rosche *et al.*, 2018).

Mediante este alto valor de fluxo gênico, é evidente o alto grau de fecundação cruzada e menor frequência de autofecundação (Piaskowski *et al.*, 2017). Isso corrobora com nossas expectativas, mediante alguns testes de fecundação cruzada, e isolamento de indivíduos. Contudo, não era esperado uma mistura tão alta de haplótipos genéticos entre populações amostradas ao longo do gradiente de distribuição conhecida (cerca de 700 km). Esperávamos que os haplótipos (grupos genéticos) fossem estruturados nas populações do Centro-Oeste e Minas Gerais (Sudeste), onde ocorrem as duas manchas de populações altamente disjuntas. Contudo, mesmo com a alta similaridade entre estas populações, o dendrograma da análise UPGMA, refletiu a distribuição geográfica da espécie.

Nossas expectativas eram que a espécie apresentasse maiores diferenças entre populações distantes, contudo, esta alta similaridade genética responde aos nossos questionamentos sobre o status de conhecimento de conservação da espécie. Anteriormente se pensava que *G. doellii* era restrita aos Cerrados do Centro-Oeste, com apenas o primeiro registro há mais de 100 anos em Lagoa Santa, em Minas Gerais (Boechat & Valls, 1990), contudo novos registros foram realizados no Quadrilátero Ferrífero, em Minas Gerais (Vinícius-Silva *et al.*, 2020; Paulo *et al.*, 2023). Depois da compilação e revisão de herbários, foram também registradas ocorrências no Sul de Minas Gerais, região jamais esperada para ocorrência da espécie (Paulo *et al.*, 2023). Mais ocorrências foram registradas próximas às áreas de mineração, fruto de maior esforço de coleta, resultante de estudos de impactos ambientais (SISEMA 2024; SLA, 2024).

Apesar da maior raridade de *G. doellii*, enfatizada por Filgueiras (1991), que também é

verificada em outras espécies de *Gymnopogon* em relação a outros gêneros de POACEAE (Cialdella e Zuloaga, 2011), à medida que se aumenta o esforço de coleta, se encontra mais populações da espécie. É possível que esse padrão de distribuição pontual seja reflexo de uma distribuição mais abundante no período glacial, onde o Cerrado se expandia em detrimento das florestas (Silveira *et al.*, 2016). Esse padrão de distribuição pontual atual, foi ainda mais favorecido pela supressão de áreas com consequente fragmentação do Cerrado nos séculos passados (Xavier *et al.*, 2022).

Nesse cenário de distribuição atual da espécie, o alto fluxo gênico apresentado, revela que possíveis populações existentes entre a disjunção de ocorrência, funcionaram, ou ainda funcionam, como *stepping-stones* dessa gramínea alógama, sendo fundamental para neutralizar as diferenças genéticas relacionadas ao isolamento por distância (Wodkiewicz *et al.*, 2016). Além disso, a polinização e dispersão pelo vento em muitas gramíneas é extremamente eficiente, até mesmo em longas distâncias (Busi *et al.*, 2008), e garante a conexão de variantes genéticas das espécies, naquelas que apresentam predominância de fecundação cruzada (Goodwillie *et al.*, 2005; Charlesworth, 2006). Válido é verificar no Mapa de Velocidade do Vento por Região do Brasil (Figura 2.4), que a distribuição conhecida de *G. doellii* está dentro da mesma faixa de velocidade de ventos.

Outra consideração, é que deve ser levado em conta as inúmeras barreiras presentes nestas amplas distâncias geográficas, como a presença de florestas, variações latitudinais e de relevo. Contudo, áreas de Campos Rupestres como na Serra da Canastra, e vegetações de Cerrado, ambientes típicos de ocorrência da espécie, estão presentes ao longo da disjunção de ocorrência da espécie, entre Minas Gerais, Goiás e Distrito Federal (Silveira *et al.*, 2016). Estudos prévios de modelagem de habitats adequados, têm apontado que *G. doellii* é altamente eclética para fisionomias campestres do Cerrado (Capítulo 1).

Do ponto de vista de compreensão do comportamento da espécie e de sua diversidade genética, é fundamental levar em conta considerações evolutivas e históricas relacionadas às gramíneas, o que será importante para designar estratégias de conservação (Wodkiewicz *et al.*, 2016). Dentre as subfamílias de gramíneas, Chloridoideae, a qual pertence *G. doellii*, é dos táxons mais recentes - 12.5 Maa (Lee *et al.*, 2020). Esta diversificação ocorreu a partir do Mioceno, juntamente com a explosão de diversificação de espécies de gramíneas no Cerrado, onde dominavam as amplas paisagens campestres (Strömberg, 2011).

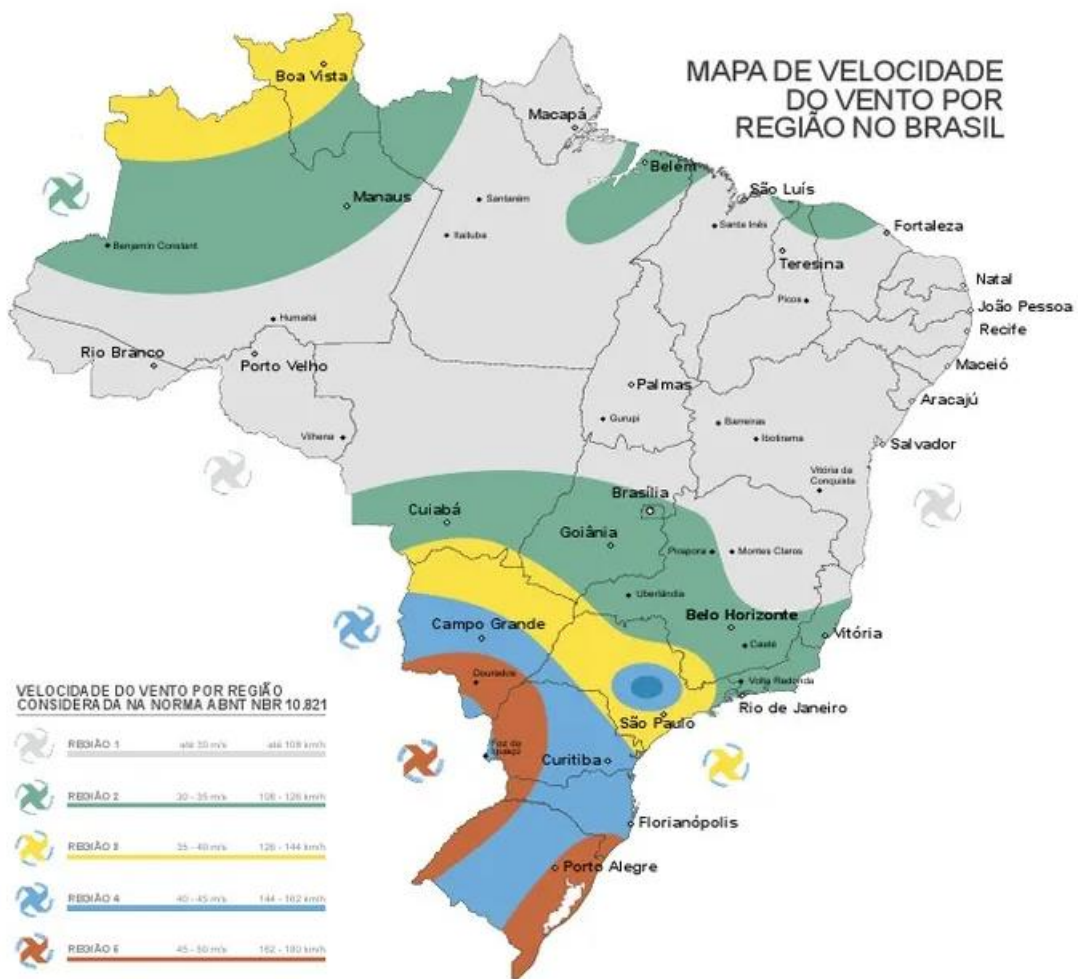


Figura 2.4 - Mapa de Velocidade do Vento por Região do Brasil. Destaque para a Região 2 (30 – 35 m/s) abrange a distribuição de populações de *Gymnopogon doellii* ao longo do Cerrado.

A especiação de *Gymnopogon*, foi em meio à competição por espaço com outras gramíneas nativas mais dominantes (Linder *et al.*, 2018), onde o estabelecimento de espécies do gênero, possa ter sido atrelada aos traços típicos: rizomas curtos, colmos alongados e decumbentes (Boechat e Valls, 1990; Cialdella e Zuloaga, 2011). Estes colmos alongados, ultrapassam o adensamento das gramíneas, superando a competição por luz (Ford, 2014), como é o caso de *G. doellii* (Anexo 2.4, fotos demonstrativas). Ora, essa característica parece ter forte evidência de correlação com a alta taxa de polinização cruzada frequente em Chloridoideae (Langridge e Baumann, 2008), onde o aumento da eficiência da polinização cruzada, é uma estratégia interessante para esse hábito decumbente, o que não é surpreendente devido à alta plasticidade nesta família, na adaptação a diferentes condições (Nelson, 2000; Linder *et al.*, 2018).

A invasão das paisagens do Cerrado, por pastagens monoespecíficas de capins dominantes como *Brachiaria decumbens* Stapf e *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Pivello *et al.*, 1999), é uma grande ameaça para *G. doellii* (Zannin *et al.*, 2009). Entretanto, em relação ao tempo evolutivo, o recente histórico de colonização do Brasil com consolidação da agropecuária, e consequente maior expansão

das plantas invasoras, parece não ter sido suficiente para diminuir significativamente a diversidade genética entre as maiores populações. Além disso, uma vez que persistem fragmentos de Cerrado que garantem alguma conexão dentro deste Domínio Fitogeográfico (Borghetti *et al.*, 2019), não houve estruturação genética significativa entre as populações.

São nessas localidades mais adequadas remanescentes, principalmente onde a agropecuária menos afeta, como os Campos Rupestres, que as populações que funcionam como *stepping-stones*, podem garantir algum fluxo gênico e conseqüente alta similaridade (Gilpin, 1980; Murphy e Lovett-Doust, 2004; Wódkiewicz *et al.*, 2016; Duwe *et al.*, 2017). Somado a isso, o predomínio de fecundação cruzada na espécie, é diminuída a autogamia dentro das populações, impedindo a fixação ou exclusão de haplótipos, em equilíbrio ao longo de toda distribuição da espécie, diminuindo assim a estruturação e as diferenças genéticas. A alta estruturação genética é comum em gramíneas frequentemente auto-fertilizadas (Honnay e Jacquemyn, 2007; Hufford *et al.*, 2013; Jin Li *et al.*, 2022), o que não predomina em *G. doellii*, revelado pelo alto *Nm*.

Implicações para conservação

Mediante o que foi revelado pelos resultados, a quantidade de diversidade genética não se mostra uma ameaça à espécie, pelo contrário, o alto fluxo gênico tem garantido importante diversidade genética, fundamental para a adaptação às mudanças ambientais, geradas por perturbações antrópicas (Jump *et al.*, 2009). Mesmo que algumas populações apresentem menores índices de diversidade genética, isso não implica necessariamente em menor viabilidade (Habel e Schmitt, 2012, 2018; Plenk *et al.*, 2019). Por exemplo, a população PARNA1 (Brasília - DF), que teve 287 indivíduos contados (Martins *et al.*, 2022), apresentou menores índices de diversidade genética que a população RIMA (Rio Acima - MG) com 20 indivíduos localizados.

Estes resultados estão de acordo com o que foi encontrado por Da Silva (2016). Este menciona que é evidente que a inclusão da gramínea *C. bulbosum* no status de ameaçada de extinção nas listas vermelhas, se deu principalmente pela falta de coletas de campo, sendo que os valores de diversidade genética e baixa estrutura populacional indicam amplo fluxo gênico, mesmo entre populações distantes. O autor concluiu que nenhuma perda grave de diversidade genética foi detectada, indicando que a maioria dos esforços devem ser direcionados para garantir a viabilidade das populações, através da conservação *in situ* e do controle do pastoreio. Como dito, a maior ameaça à *G. doellii* é apontado à invasão de gramíneas exóticas, e esta tem sido a maior causa de extinção desde a colonização do Brasil, com a expansão da agropecuária (Bellard *et al.*, 2020).

Neste contexto, considerando o histórico e evolução das características de *G. doellii*, é fundamental que esteja apta para a competição com gramíneas exóticas. No Centro-Oeste, esta ameaça é muito mais presente, onde é alta a densidade de gramíneas nativas e exóticas (Pivello *et al.*,

1999; Gardner, 2006). A aparente estratégia de adaptação a essa competição, é revelada nos colmos maiores das populações do Parque Nacional de Brasília, sendo superiores a 1 m (Anexo 2.4; Martins *et al.*, 2022), sendo significativamente maior se comparado aos das populações do Quadrilátero Ferrífero (SpeciesLink, 2024).

Impressionantemente, novos registros em Rio Acima, corroboraram com as análises genéticas, onde foram achados indivíduos com altura próximas a 1,5 m, e a coleta de Meyer, PB 3127 (2018) revela o maior colmo dentre as exsicatas disponíveis (Anexo 2.4). RIMA é a população com menor distância genética com as duas populações de Brasília (vide dendrograma, Figura 2.2). Além disso, RIMA apresentou maior número de alelos privados ($N_p = 21$). Mediante isso, sugerimos o cruzamento em viveiro das populações de Rio Acima com as demais do Quadrilátero Ferrífero, a fim de introduzir estas características vantajosas para a competição com capins exóticos, que tem aumentado no Quadrilátero Ferrífero, com o aumento das pastagens (Gomes *et al.*, 2019).

O município de Rio Acima fica próximo ao Parque Nacional da Serra do Gandarela, UC onde não há registro da espécie, e dessa forma, prospecções de novas populações poderiam ser bem direcionadas nesta ampla região conservada, que pode ser fonte de importante variação genética da espécie (Pearse e Crandall, 2004).

Nesse sentido, assim como para a população ARÊDES, ocorrente em UC de Proteção Integral, existem outras áreas protegidas no Quadrilátero Ferrífero, com alta adequabilidade para ocorrência da espécie (Capítulo 1). Sugerimos a prospecção de populações, com a coleta de sementes de diferentes populações a fim de garantir conservação *ex situ*, considerando o máximo de diversidade genética, para que posteriores translocações *in situ* maximizem a diversidade genética, com populações fundadoras diversas e que sejam bem sucedidas (Lienert, 2004; Jordan, 2019; Fenu *et al.*, 2019, 2023; Van Rossum *et al.*, 2022; Abeli e Dalrymple, 2023).

Importantemente, é necessário primeiramente o estabelecimento de coleções *ex situ*, e que abranjam o máximo de diversidade genética mapeada. Este rastreamento da diversidade genética, será importante para que os esforços posteriores de reforço de populações afetadas ou em declínio, não ocasionem depressão por exogamia, dando assim direcionamento de transplantes de indivíduos de populações e grupos genéticos controlados (Salmerón-Sánchez *et al.*, 2017; Kaulfuß e Reisch, 2017; Shemesh *et al.*, 2018). Nesta preocupação com a depressão exogâmica, as chances de introdução de genes não adaptados em regiões alógamas à sua origem, são menores quando considerado o alto fluxo gênico entre as populações (Fenster e Galloway, 2000; Hufford e Mazer, 2003; Tallmon *et al.*, 2004).

Apesar das menores chances de exogamia, mediante o alto fluxo gênico entre todas as populações amostradas de *G. doellii*, sugerimos que sejam feitos os cruzamentos em viveiro, com a produção de sementes híbridas entre essas populações. Estas mudas devem ser mapeadas e

identificadas quanto à origem, e devem ser introduzidas de formas experimentais em áreas com habitats adequados para a ocorrência da espécie, onde é confirmado que ela está ausente. Isso será extremamente importante para a ciência da conservação, pois permanece um desafio a demonstração de trabalhos, que fizeram translocações que equilibraram os efeitos genéticos fundadores, com genótipos adaptados localmente (Vander Mijnsbrugge *et al.*, 2010; Shemesh *et al.*, 2018).

Superando estas questões, futuros esforços para enriquecimento de populações que apresentem declínio no número de indivíduos, poderão ser mais confiavelmente realizados, até mesmo introduzindo variedade menos aparentada com a população original. Shemesh *et al.* (2018) verificaram que para *Iris lortetii* Barbey, a realocação ativa de genótipos, sementes ou pólen entre populações de origens diferentes, aumentou a fecundidade em populações transplantadas, superando as taxas das populações naturais.

Por assim ser, esse procedimento transiente entre conservação *ex situ* e *in situ* é denominado de conservação “quasi *in situ*” (Volis e Blecher, 2010; Shemesh *et al.*, 2018). Este ponto é importante para a principal estratégia que desdobramos, o cruzamento direcionado *ex situ*, para posterior reintrodução *in situ*. Isso já é uma demanda do licenciamento ambiental, a conservação *ex situ* (criação de banco de mudas) pela empresa Gerdau S. A., que tem financiado a presente pesquisa como medida compensatória da supressão de populações da espécie (SISEMA, 2024; SLA, 2024). Sugerimos à empresa, que sejam feitos testes pilotos de introdução de mudas geradas por cruzamento, em suas áreas experimentais de restauração ambiental e áreas de compensação ambiental.

Este trabalho é exequível, uma vez que Martins (2022) conseguiu sucesso na translocação de mudas desta espécie, mesmo em áreas perturbadas. Sobretudo, a identificação da diversidade genética, é importante para motivar mais ainda a reabilitação da população que apresentou maiores índices de diversidade genética – ITB1 (Tabela 2.3) uma vez que esta população já foi suprimida pela mineração (Processo COPAM nº 01776/2004/026/2017 – Lavra Várzea do Lopes Leste-Norte; SISEMA, 2024).

Para o Centro-Oeste, sugerimos que trabalhos como de Martins *et al.* (2022) sejam executados dentro de UCs onde a espécie não se encontra registrada. A porção sul do Distrito Federal conta com vastas áreas protegidas que possuem habitats típicos da ocorrência de *G. doellii* no Parque Nacional de Brasília, tal qual a Reserva do IBGE e ARIE Capetinga/Taquara. Sugerimos que haja prospecção de populações da espécie nessas localidades, e se não encontrada, a diversidade do Parque Nacional de Brasília seja introduzida. Estudos também podem ser desenvolvidos na FAL - Fazenda Água Limpa, área da Universidade de Brasília, onde experimentos de competição de *G. doellii* com outras gramíneas possam ser executados, para um melhor manejo da espécie.

2.6. CONCLUSÕES

Gymnopogon doellii apresenta índices de diversidade genética intermediários, alto fluxo genético, baixa estruturação genética nas populações, com maior variabilidade dentro das populações. Desta forma, a espécie não apresenta quantidade de diversidade genética que ameacem a viabilidade de indivíduos ao longo das populações. Apesar disso, não necessárias estratégias de conservação da diversidade genética da espécie, descritas abaixo:

- 1) Hibridização de populações com colmos maiores, tais quais a de Rio Acima, MG e Brasília, DF;
- 2) Prospecção de maior número possível de populações dentro e fora de UCs, para captura de propágulos com ampla diversidade genética;
- 3) Estabelecimento de coleção *ex situ*, com mudas formadas a partir de propágulos de diferentes populações;
- 4) Transplântio *in situ* de mudas/indivíduos de grupos genéticos controlados;
- 5) Introdução de híbridos onde a espécie está ausente.

2.7. REFERÊNCIAS

- Abeli, T., & Dalrymple, S. E. (2023). Advances in plant conservation translocation. *Plant Ecology*, 224(9), 741-744.
- Arrigo, N., Holderegger, R., e Alvarez, N. (2012). Automated scoring of AFLPs using RawGeno v 2.0, a free R CRAN library. In *Data production and analysis in population genomics* (pp. 155-175). Humana Press, Totowa, NJ.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters*, 12(2), 20150623.
- Bleas, M. J., De Grandis, S. A., Lee, H., e Trevors, J. T. (1998). Amplified fragment length polymorphism (AFLP): a review of the procedure and its applications. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 21(3), 99-114.
- Boechat, S. D. C., & Valls, J. F. M. (1990b). O gênero *Gymnopogon* Palisot de Beauv. (Gramineae: Chloridoideae) no Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, 40, 3-43.
- Boechat, S. D. C., e Valls, J. F. M. (1990a). *Gymnopogon doellii* Boechat et Valls (Gramineae: Chloridoideae), espécie crítica da flora brasileira. *Bradea*, 5(28), 313-318.
- Boechat, S. D. C., & Valls, J. F. M. (1990). The genus *Gymnopogon* Palisot de Beauvois (Gramineae, Chloridoideae) in Brazil. *Iheringia. Serie Botanica (Brazil)*.

- Borghetti, F., Barbosa, E., Ribeiro, L., Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2019). South American Savannas. *Savanna woody plants and large herbivores*, 77-122.
- Brasil. (2014). *Portaria N° 443, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção”*. D.O.U. v.245, p.110-221.
- CDB. (2024). *Convenção sobre Diversidade Biológica. Estratégia Global para Conservação de Plantas: Metas 2011-2020*. Disponível em: <https://www.cbd.int/gspc/targets.shtml>, acesso em 02/01/2024.
- Charlesworth, D. (2006). Evolution of plant breeding systems. *Current Biology*, 16(17), R726-R735.
- Chybicki, I. J., Oleksa, A., e Burczyk, J. (2011). Increased inbreeding and strong kinship structure in *Taxus baccata* estimated from both AFLP and SSR data. *Heredity*, 107(6), 589-600.
- Cialdella, A. M., e Zuloaga, F. O. (2011). Taxonomic Study of *Gymnopogon* (Poaceae, Chloridoideae, Cynodonteae) 1. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 98(3), 301-330.
- Costa, R., Pereira, G., Garrido, I., Tavares-de-Sousa, M. M., e Espinosa, F. (2016). Comparison of RAPD, ISSR, and AFLP molecular markers to reveal and classify orchardgrass (*Dactylis glomerata* L.) germplasm variations. *Plos one*, 11(4), e0152972.
- da Silva, L. N., Essi, L., Welker, C. A. D., & de Souza-Chies, T. T. (2016). Assessing the genetic diversity and population structure of the endangered *Chascolytrum bulbosum* (Poaceae, Poaeae) using AFLP markers. *Biochemical Systematics and Ecology*, 68, 236-242.
- Dasmahapatra, K. K., Lacy, R. C., e Amos, W. (2008). Estimating levels of inbreeding using AFLP markers. *Heredity*, 100(3), 286-295.
- Dufresne, F., Stift, M., Vergilino, R., e Mable, B. K. (2014). Recent progress and challenges in population genetics of polyploid organisms: an overview of current state-of-the-art molecular and statistical tools. *Molecular ecology*, 23(1), 40-69.
- Durka, W., Nossol, C., Welk, E., Ruprecht, E., Wagner, V., Wesche, K., & Hensen, I. (2013). Extreme genetic depauperation and differentiation of both populations and species in Eurasian feather grasses (*Stipa*). *Plant Systematics and Evolution*, 299, 259-269.
- Earl DA, vonHoldt BM (2012) STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources* 4:359–361.
- Evanno, G., Regnaut, S., e Goudet, J. (2005). Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: A simulation study. *Molecular Ecology*, 14(8), 2611–2620.

- Excoffier, L., Smouse, P. E., e Quattro, J. M. (1992). Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics*, 131(2), 479–491.
- Excoffier L., Lischer H.E.L. (2010) Arlequin suite ver 3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources* 10: 564-567.
- Fenster, C. B., & Galloway, L. F. (2000). Inbreeding and outbreeding depression in natural populations of *Chamaecrista fasciculata* (Fabaceae). *Conservation Biology*, 14(5), 1406-1412.
- Fenu, G., Bacchetta, G., Charalambos, S. C., Fournaraki, C., Del Galdo, G. P. G., Gotsiou, P., ... & de Montmollin, B. (2019). An early evaluation of translocation actions for endangered plant species on Mediterranean islands. *Plant diversity*, 41(2), 94-104.
- Fenu, G., Calderisi, G., Boršić, I., Bou Dagher Kharrat, M., García Fernández, A., Kahale, R., ... & Cogoni, D. (2023). Translocations of threatened plants in the Mediterranean Basin: current status and future directions. *Plant Ecology*, 1-11.
- Filgueiras, T. S. (1991). A floristic analysis of the Gramineae of Brazil's Distrito Federal and a list of the species occurring in the area. *Edinburgh Journal of Botany*, 48, 73–80.
- Foll, M., Fischer, M. C., Heckel, G., e Excoffier, L. (2010). Estimating population structure from AFLP amplification intensity. *Molecular Ecology*, 19(21), 4638-4647.
- Ford, E. D. (2014). The dynamic relationship between plant architecture and competition. *Frontiers in Plant Science*, 5, 275.
- Frankham, R., Ballou, J. D., Ralls, K., Eldridge, M., Dudash, M. R., Fenster, C. B., ... e Sunnucks, P. (2017). *Genetic management of fragmented animal and plant populations*. Oxford University Press.
- Frankham, R., Ballou, S. E. J. D., Briscoe, D. A., e Ballou, J. D. (2009). *Introduction to conservation genetics, Second edition*. Cambridge university press.
- Garcia, A. A., Benchimol, L. L., Barbosa, A. M., Geraldi, I. O., Souza Jr, C. L., e Souza, A. P. D. (2004). Comparison of RAPD, RFLP, AFLP and SSR markers for diversity studies in tropical maize inbred lines. *Genetics and Molecular Biology*, 27(4), 579-588.
- Gardner, K. M., e Latta, R. G. (2006). Identifying loci under selection across contrasting environments in *Avena barbata* using quantitative trait locus mapping. *Molecular Ecology*, 15(5), 1321-1333.
- Gardner, T. A. (2006). Tree–grass coexistence in the Brazilian cerrado: demographic consequences of environmental instability. *Journal of Biogeography*, 33(3), 448-463.

- Gilpin, M. E. (1980). The role of stepping-stone islands. *Theoretical population biology*, 17(2), 247-253.
- Gilpin, M. E., and M. E. Soulé. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction, in M. E. Soulé, editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachuset. pp. 19-34.
- Gomes, M., Ferreira, R. L., & Ruchkys, Ú. D. A. (2019). Landscape evolution in ferruginous geosystems of the Iron Quadrangle, Brazil: a speleological approach in a biodiversity hotspot. *SN Applied Sciences*, 1(9), 1102.
- Goodwillie, C., Kalisz, S., & Eckert, C. G. (2005). The evolutionary enigma of mixed mating systems in plants: occurrence, theoretical explanations, and empirical evidence. *Annual Review of Ecology and Evol. Systematics*, 36, 47-79.
- Goodwillie, C., Ritland, C., & Ritland, K. (2006). The genetic basis of floral traits associated with mating system evolution in *Leptosiphon* (Polemoniaceae): an analysis of quantitative trait loci. *Evolution*, 60(3), 491-504.
- Guerrant, E. O., Fiedler, P., Havens, K., e Maunder, M. (2004). Revised genetic sampling guidelines for conservation collections of rare and endangered plants: supporting species survival in the wild. In *Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild* (pp. 419-441). Island Press.
- Habel, J. C., & Schmitt, T. (2012). The burden of genetic diversity. *Biological Conservation*, 147(1), 270-274.
- Habel, J. C., & Schmitt, T. (2018). Vanishing of the common species: empty habitats and the role of genetic diversity. *Biological Conservation*, 218, 211-216.
- Hensen, I., Kilian, C., Wagner, V., Durka, W., Pusch, J., & Wesche, K. (2010). Low genetic variability and strong differentiation among isolated populations of the rare steppe grass *Stipa capillata* L. in central Europe. *Plant Biology*, 12(3), 526-536.
- Hoban, S. (2019). New guidance for *ex situ* gene conservation: Sampling realistic population systems and accounting for collection attrition. *Biological Conservation*, 235, 199-208.
- Holderegger, R., Balkenhol, N., Bolliger, J., Engler, J. O., Gugerli, F., Hochkirch, A., ... e Zachos, F. E. (2019). Conservation genetics: Linking science with practice. *Molecular Ecology*, 28(17), 3848-3856.
- Honnay, O., & Jacquemyn, H. (2007). Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 21(3), 823-831.

- Honnay, O., Adriaens, D., Coart, E., Jacquemyn, H., & Roldan-Ruiz, I. (2007). Genetic diversity within and between remnant populations of the endangered calcareous grassland plant *Globularia bisnagarica* L. *Conservation Genetics*, 8, 293-303.
- Hubisz, M. J., Falush, D., Stephens, M., & Pritchard, J. K. (2009). Inferring weak population structure with the assistance of sample group information. *Molecular Ecology Resources*, 9(5), 1322–1332.
- Hufford, K. M., & Mazer, S. J. (2003). Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends in ecology & Evolution*, 18(3), 147-155.
- Hufford, K. M., Mazer, S. J., & Hodges, S. A. (2014). Genetic variation among mainland and island populations of a native perennial grass used in restoration. *AoB Plants*, 6, plt055.
- Inglis, P. W., Mello, S. C., Martins, I., Silva, J. B., Macêdo, K., Sifuentes, D. N., & Valadares-Inglis, M. C. (2020). Trichoderma from Brazilian garlic and onion crop soils and description of two new species: *Trichoderma azevedoi* and *Trichoderma peberdyi*. *Plos one*, 15(3), e0228485.
- Inglis, P. W., Pappas, M. D. C. R., Resende, L. V., & Grattapaglia, D. (2018). Fast and inexpensive protocols for consistent extraction of high quality DNA and RNA from challenging plant and fungal samples for high-throughput SNP genotyping and sequencing applications. *Plos one*, 13(10), e0206085.
- Jordan, R., Breed, M. F., Prober, S. M., Miller, A. D., & Hoffmann, A. A. (2019). How well do revegetation plantings capture genetic diversity?. *Biology Letters*, 15(10), 20190460.
- Jump, A. S., Marchant, R., & Peñuelas, J. (2009). Environmental change and the option value of genetic diversity. *Trends in plant science*, 14(1), 51-58.
- Katinas, L., Hernández, M. P., Arambarri, A. M., & Funk, V. A. (2016). The origin of the bifurcating style in Asteraceae (Compositae). *Annals of botany*, 117(6), 1009-1021.
- Kaulfuß, F., & Reisch, C. (2017). Reintroduction of the endangered and endemic plant species *Cochlearia bavarica*—Implications from conservation genetics. *Ecology and evolution*, 7(24), 11100-11112.
- Kramer, A. T., & Havens, K. (2009). Plant conservation genetics in a changing world. *Trends in plant science*, 14(11), 599-607.
- Langridge, P., & Baumann, U. (2008). Self-incompatibility in the grasses. *Self-Incompatibility in Flowering Plants*, 275-287.
- Lee, S., Choi, S., Jeon, D., Kang, Y., & Kim, C. (2020). Evolutionary impact of whole genome duplication in Poaceae family. *Journal of Crop Science and Biotechnology*, 1-13.

- Leipold, M., Tausch, S., Hirtreiter, M., Poschlod, P., e Reisch, C. (2020). Sampling for conservation genetics: how many loci and individuals are needed to determine the genetic diversity of plant populations using AFLP?. *Conservation Genetics Resources*, 12(1), 99-108.
- Li, B., Wang, A., Zhang, P., & Li, W. (2019). Genetic diversity and population structure of endangered *Glehnia littoralis* (Apiaceae) in China based on AFLP analysis. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 33(1), 331-337.
- Li, J., Ma, S., Jiang, K., Zhang, C., Liu, W., & Chen, S. (2022). Drivers of population divergence and genetic variation in *Elymus breviaristatus* (Keng) Keng f.(Poaceae: Triticeae), an endemic perennial herb of the Qinghai-Tibet plateau. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 1068739.
- Lienert, J. (2004). Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations—a review. *Journal for nature conservation*, 12(1), 53-72.
- Linder, H. P., Lehmann, C. E., Archibald, S., Osborne, C. P., & Richardson, D. M. (2018). Global grass (Poaceae) success underpinned by traits facilitating colonization, persistence and habitat transformation. *Biological Reviews*, 93(2), 1125-1144.
- López, A. S., López, D. R., Caballé, G., Siffredi, G. L., & Marchelli, P. (2020). Local adaptation along a sharp rainfall gradient occurs in a native Patagonian grass, *Festuca pallescens*, regardless of extensive gene flow. *Environmental and Experimental Botany*, 171, 103933.
- Magdy, M., Werner, O., McDaniel, S. F., Goffinet, B., e Ros, R. M. (2016). Genomic scanning using AFLP to detect loci under selection in the moss *Funaria hygrometrica* along a climate gradient in the Sierra Nevada Mountains, Spain. *Plant Biology*, 18(2), 280-288.
- Márquez-Corro, J. I., Escudero, M., Martín-Bravo, S., Villaverde, T., e Luceño, M. (2017). Long-distance dispersal explains the bipolar disjunction in *Carex macloviana*. *American Journal of Botany*, 104(5), 663-673.
- Martinelli, G. e Moraes, M.A. (2013). *Livro vermelho da flora do Brasil*. Andrea Jakobsson / Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1100p.
- Martins, C. R., Borghetti, F., Moretzsohn, M. D. C., Noronha, S. E. D., e Valls, J. F. M. (2022). Strategies for reintroduction and conservation of *Gymnopogon doellii*, an endemic grass at risk of extinction. *Rodriguésia*, 73.
- McDermott, J. M., e McDonald, B. A. (1993). Gene flow in plant pathosystems. *Annual review of phytopathology*, 31(1), 353-373.
- McNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A., e Werner, T. B. (1990). Conserving the world's biological diversity. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.

- Mendes, M. S., Meyer, P. B., & Viana, G. P. (2013). Caracterização Fitossociológica de cinco trechos de Campo Rupestre sobre canga nodular na região do Sinclinal Moeda, Município de Itabirito-Minas Gerais. 64º Congresso Nacional de Botânica Belo Horizonte, 10-15 de Novembro de 2013.
- Mueller, U. G., e Wolfenbarger, L. L. (1999). AFLP genotyping and fingerprinting. *Trends in ecology e evolution*, 14(10), 389-394.
- Murphy, H. T., & Lovett-Doust, J. (2004). Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter?. *Oikos*, 105(1), 3-14.
- NEI, M. (1973). Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*, 70, 3321–3323.
- Nelson, C. J. (2000). Shoot morphological plasticity of grasses: leaf growth vs. tillering. *Grassland ecophysiology and grazing ecology*, 101-126.
- Paulo, M.L., Rivelli, N., Saraiva, D.F., Paula. C.C., Valls, J.F.M. (2023). Revisão de herbário com implicações para sustentabilidade da flora: estudo de caso com gramínea categorizada como criticamente ameaçada de extinção. *Anais 20º Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas 2023*. Volume 15 n1 2023.
- Peakall, R. O. D., e Smouse, P. E. (2006). GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular ecology notes*, 6(1), 288-295.
- PEAKALL, R., e SMOUSE, P. (2012). GenAIEx 6.5: Genetic analysis in Excel: Population genetic software for teaching and research – An update. *Bioinformatics*, 28, 2537–2539.
- Pearse, D. E., & Crandall, K. A. (2004). Beyond F ST: analysis of population genetic data for conservation. *Conservation genetics*, 5, 585-602.
- Piaskowski, J., Murphy, K., Kisha, T., & Jones, S. (2017). Perennial wheat lines have highly admixed population structure and elevated rates of outcrossing. *Euphytica*, 213, 1-13.
- Pivello, V. R., Carvalho, V. M. C., Lopes, P. F., Peccinini, A. A., & Rosso, S. (1999). Abundance and distribution of native and alien grasses in a “Cerrado”(Brazilian Savanna) Biological Reserve 1. *Biotropica*, 31(1), 71-82.
- Plenk, K., Bardy, K., Höhn, M., & Kropf, M. (2019). Long-term survival and successful conservation? Low genetic diversity but no evidence for reduced reproductive success at the north-westernmost range edge of *Poa badensis* (Poaceae) in Central Europe. *Biodiversity and conservation*, 28, 1245-1265.
- Pritchard, J. K., Stephens, M., e Donnelly, P. (2000). Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155, 945–959.

- Rosche, C., Heinicke, S., Hensen, I., Silantyeva, M. M., Stolz, J., Gröning, S., & Wesche, K. (2018). Spatio-environmental determinants of the genetic structure of three steppe species in a highly fragmented landscape. *Basic and Applied Ecology*, 28, 48-59.
- Rousset, F. (2008). genepop'007: a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux. *Molecular ecology resources*, 8(1), 103-106.
- Salmerón-Sánchez, E., Martínez-Ortega, M. M., Mota, J. F., & Peñas, J. (2017). A complex history of edaphic habitat islands in the Iberian Peninsula: phylogeography of the halo-gypsophyte *Jacobaea auricula* (Asteraceae). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 185(3), 376-392.
- Schäfer, D., Vincent, H., Fischer, M., & Kempel, A. (2020). The importance of genetic diversity for the translocation of eight threatened plant species into the wild. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01240.
- Shemesh, H., Shani, G., Carmel, Y., Kent, R., & Sapir, Y. (2018). To mix or not to mix the sources of relocated plants? The case of the endangered *Iris lortetii*. *Journal for Nature Conservation*, 45, 41-47.
- Silveira, F. A., Negreiros, D., Barbosa, N. P., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., ... & Lambers, H. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and soil*, 403, 129-152.
- SISEMA. (2024). *Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Portal da Transparência - SISEMA - Minas Gerais. Consulta de Decisões de Processos de Licenciamento Ambiental*. Disponível em <https://sistemas.meioambiente.mg.gov.br/licenciamento/site/consulta-licenca>. Acesso em 05 de janeiro de 2024.
- SLA. (2024). *Sistema de Licenciamento Ambiental*. Disponível em: <https://ecosistemas.meioambiente.mg.gov.br/sla/#/acesso-visitante>. Acesso em 05 de janeiro de 2024.
- Solé-Cava, A. M., & Cunha, H. A. (2012). A genética e a conservação da natureza. In: Matioli, S. R. and Fernandes (eds), *Biologia Molecular e Evolução*. Holos, Ribeirão Preto-SP, pp. 217-228.
- Španiel S, Marhold K, Filová B, Zozomová-Lihová J (2011) Genetic and morphological variation in the diploid-polyploid *Alyssum montanum* in Central Europe: taxonomic and evolutionary considerations. *Plant Systematics & Evolution* 294:1–25
- Španiel S, Marhold K, Thiv M, Zozomová-Lihová J. (2012). A new circumscription of *Alyssum montanum* ssp. *montanum* and *A. montanum* ssp. *gmelinii* (Brassicaceae) in Central Europe: molecular and morphological evidence. *Botanical Journal of Linnean Society* 169:378–402.
- SpeciesLink. (2024). *SpeciesLink network*. Disponível em: specieslink.net/search. Acesso em: 29 de janeiro de 2024.

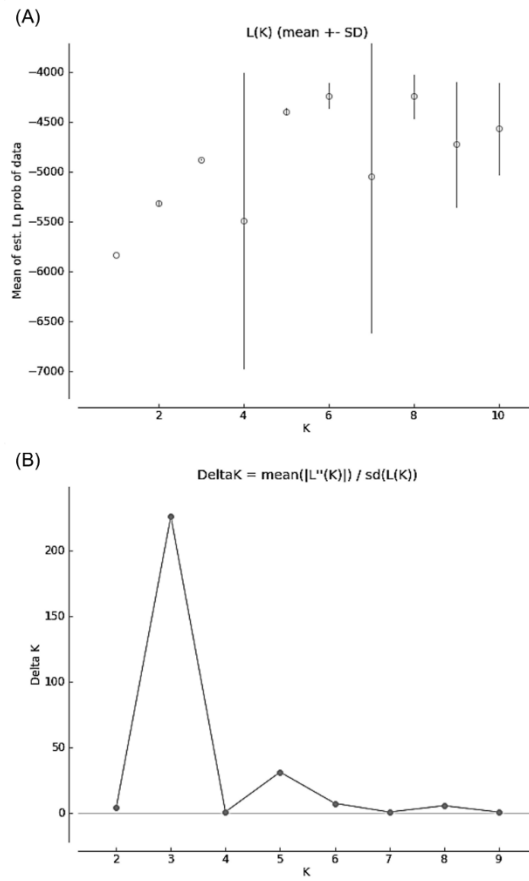
- Spielman, D., Brook, B. W., e Frankham, R. (2004). Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(42), 15261-15264.
- Strömberg, C. A. (2011). Evolution of grasses and grassland ecosystems. *Annual review of Earth and planetary sciences*, 39, 517-544.
- Tallmon, D. A., Luikart, G., & Waples, R. S. (2004). The alluring simplicity and complex reality of genetic rescue. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(9), 489-496.
- Tamura, K., Stecher, G., Peterson, D., Filipski, A., e Kumar, S. (2013). MEGA6: molecular evolutionary genetics analysis version 6.0. *Molecular biology and evolution*, 30(12), 2725-2729.
- Van Rossum, F., & Hardy, O. J. (2022). Guidelines for genetic monitoring of translocated plant populations. *Conservation Biology*, 36(1), e13670.
- Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A., & Smith, B. (2010). A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 300-311.
- Vekemans, X. (2002). *AFLP-SURV 1.0: A program for genetic diversity analysis with AFLP (and RAPD) population data*. <http://www.ulb.ac.be/sciences/lagev/aflp-surv.html>.
- Vekemans, X., Beauwens, T., Lemaire, M., e Roldán-Ruíz, I. (2002). Data from amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers show indication of size homoplasy and of a relationship between degree of homoplasy and fragment size. *Molecular Ecology*, 11(1), 139–151.
- Vinicius-Silva, R., de Paula, C. C., e Saraiva, D. F. (2020). New records of *Gymnopogon doellii* (Poaceae, Chloridoideae, Cynodonteae, Hubbardochoinae), a Brazilian endangered species. *Phytotaxa*, 435(1), 57-62.
- Vitorino, L. C., Reis, M. N. O., Bessa, L. A., Souza, U. J. B. D., e Silva, F. G. (2020). Landscape and Climate Influence the Patterns of Genetic Diversity and Inbreeding in Cerrado Plant Species. *Diversity*, 12(11), 421.
- Vitt, P., e Havens, K. (2004). Integrating quantitative genetics into *ex situ* conservation and restoration practices. In: *Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild* (pp. 286-304). Island Press.
- Volis, S., e Blecher, M. (2010). Quasi *in situ*: a bridge between *ex situ* and *in situ* conservation of plants. *Biodiversity and Conservation*, 19(9), 2441-2454.
- Vos, P., Hogers, R., Bleeker, M., Reijans, M., Lee, T. V. D., Hornes, M., ... e Zabeau, M. (1995). AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic acids research*, 23(21), 4407-4414.

- Wagner, V., Treiber, J., Danihelka, J., Ruprecht, E., Wesche, K., & Hensen, I. (2012). Declining genetic diversity and increasing genetic isolation toward the range periphery of *Stipa pennata*, a Eurasian feather grass. *International Journal of Plant Sciences*, 173(7), 802-811.
- Walisch, T. J., Colling, G., Poncelet, M., e Matthies, D. (2012). Effects of inbreeding and interpopulation crosses on performance and plasticity of two generations of offspring of a declining grassland plant. *American Journal of Botany*, 99(8), 1300-1313.
- Wanjala, B. W., Obonyo, M., Wachira, F. N., Muchugi, A., Mulaa, M., Harvey, J., ... & Hanson, J. (2013). Genetic diversity in Napier grass (*Pennisetum purpureum*) cultivars: implications for breeding and conservation. *AoB Plants*, 5, plt022.
- Whitlock, R., Hipperson, H., Thompson, D. B. A., Butlin, R. K., e Burke, T. (2016). Consequences of in-situ strategies for the conservation of plant genetic diversity. *Biological Conservation*, 203, 134-142.
- Wódkiewicz, M., Dembicz, I., & Moysiyeenko, I. I. (2016). The value of small habitat islands for the conservation of genetic variability in a steppe grass species. *Acta Oecologica*, 76, 22-30.
- Xavier, S. A. S., de Araújo, F. S., & Ledru, M. P. (2022). Changes in fire activity and biodiversity in a Northeast Brazilian Cerrado over the last 800 years. *Anthropocene*, 40, 100356.
- Yeh, F., Yang, R., e Boyle, T. (1999). *POPGENE: Microsoft Windows-based freeware for population genetic analysis*. Version 1.31.: University of Alberta.
- Yeh, F., Yang, R.C., Boyle, T., 2000. *Popgene (v. 1.32), Microsoft Windows-based freeware for Population Genetic Analysis*. Retrieved from <http://www.ualberta.ca/~fyeh/Pop32.exe>.
- Zanin, R. (2009). *Aspectos da introdução das espécies exóticas: O capim-gordura e a braquiária no Parque Nacional de Brasília*. Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília.

2.8. ANEXOS

Anexo 2.1 – Valores do logaritmo natural da probabilidade (CNPC(K)) e do ΔK para cada um dos possíveis modelos populacionais (K = 1 ... 10 populações) obtidos com auxílio do programa Structure 2.3 (burn-in = 10.000; 20.000 réplicas)

K	Média de LnP(K)	DP de LnP(K)	Ln'(K)	 Ln''(K) 	Delta K
1	-5832,9	1,1358	NA	NA	NA
2	-5312,3	19,062	520,6	82,96667	4,352463
3	-4874,67	4,6522	437,6333	1052,667	226,2709
4	-5489,7	1483,417	-615,033	1713,433	1,155058
5	-4391,3	29,9782	1098,4	943,9667	31,48848
6	-4236,87	125,15	154,4333	963,6333	7,699827
7	-5046,07	1567,379	-809,2	1615,133	1,030468
8	-4240,13	219,0515	805,9333	1287,067	5,875635
9	-4721,27	626,7881	-481,133	636,2	1,015016
10	-4566,2	462,4207	155,0667	NA	NA



Anexo 2.2 – (A) Gráfico dos valores médios de Ln das probabilidades de cada K. (B) Valores de ΔK , segundo correção de Evanno *et al.* (2005), indicando o maior valor de ΔK para $K = 3$

Anexo 2.3 – Índices de diversidade genética por grupo e para o total dos grupos.

População	1	2	3	Total
Número de indivíduos (N)	49	25	21	95
Locos polimórficos (%)	46,43	69,64	56,24	57,44 ¹
Número total de alelos	107	156	141	134,67 ¹
Número de alelos privados	1	27	13	-
Média de alelos observados por loco (N_a , SE)	0,942(0,066)	1,393(0,062)	1,192(0,063)	1,176(0,037)
Média de alelos efetivos por loco (N_e , SE)	1,168(0,019)	1,270(0,021)	1,211(0,021)	1,216(0,012)
Índice de Shannon (I , SE)	0,165(0,016)	0,267(0,017)	0,208(0,016)	0,213(0,010)
Distância genética de Nei (h , SE)	0,109(0,011)	0,180(0,012)	0,156(0,011)	0,149(0,011)
Heterozigosidade esperada (H_e , SE)	0,104(0,011)	0,169(0,012)	0,131(0,011)	0,134(0,007)
Heterozigosidade esperada não-enviesada (uH_e , SE)	0,105(0,011)	0,172(0,012)	0,134(0,012)	0,137(0,007)
Diversidade total (H_t)				0,174
Diversidade genética dentro de populações (H_s , SE)				0,149(0,021)
Diversidade genética entre populações (H_b , SE)				0,026(0,000)
Diferenciação genética entre populações (G_{ST})				0,144
Fluxo gênico (Nm)				2,972
Diferenciação entre populações (F_{ST})				0,147

¹ Valor médio.



Anexo 2.4 – Indivíduos de *Gymnopogon doellii*. A. Exsicata de coleta em Rio Acima (Meyer, PB 2018), B. Exsicata de Itabirito (Meyer, PB 2017), C. Indivíduo de Brasília - Créditos: Martins (2022) e D. Indivíduo de Rio Acima – traços vermelhos foram marcados para evidenciar o caule em meio à vegetação.

CAPÍTULO 3

A GERMINATION AND MICROPROPAGATION PROTOCOL FOR AN ENDANGERED GRASS, *GYMNOPOGON DOELLII*, FOR *EX SITU* CONSERVATION

Publicado em abril de 2024 no periódico:





A germination and micropropagation protocol for an endangered grass, *Gymnopogon doellii*, for *ex situ* conservation

**Maiky Lopes Paulo^{1,2*}, Douglas Machado Leite^{3a}, Dener Gabriel do Carmo^{3b},
José Francisco Montenegro Valls⁴, Fabian Borghetti⁵ and Gilvano Ebling Brondani^{3c*}**

¹ University of Brasilia (*Universidade de Brasília*–UnB), Institute of Biology (Instituto de Biologia–IB), Postgraduate Program in Botany, Brasília, Federal District (*Distrito Federal*–DF), Brazil (E-mail: maikylopespaulo@gmail.com)

² Gerdau Unit of Research and Innovation in Ferruginous Rocky Fields (*Unidade de Pesquisa e Inovação em Campos Rupestres Ferruginosos da Gerdau*), Fazenda do Cadete s/n, Rodovia MG 443, Km 07, Ouro Branco–Minas Gerais (MG), Brazil

³ Laboratory of *in vitro* Culture of Forest Species, Department of Forestry Sciences, School of Agricultural Sciences, Federal University of Lavras (*Universidade Federal de Lavras*–UFLA), Trevo Rotatório Professor Edmir Sá Santos, s/n, Caixa Postal 3037, CEP 37203-202, Lavras–Minas Gerais (MG), Brazil (E-mail: ^adouglasmachado95@gmail.com; ^bdener.carmo1@estudante.ufla.br; ^cgilvano.brondani@ufla.br)

⁴ Brazilian Agricultural Research Corporation–Genetic Resources and Biotechnology (*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária*–EMBRAPA–*Recursos Genéticos e Biotecnologia*), Parque Estação Biológica, Brasília, Federal District (*Distrito Federal*–DF), Brazil (E-mail: jose.valls@embrapa.br)

⁵ University of Brasilia (*Universidade de Brasília*–UnB), Department of Botany, Thermobiology Laboratory, Brasília, Federal District (*Distrito Federal*–DF), Brazil (E-mail: borghetti.fabian@gmail.com)

* Authors for correspondence

(Submitted October 2023; Accepted December 2023; Published online _____ 2024)

Abstract

The conservation of endangered plant species requires the development of protocols relating to germination, seedling production, and micropropagation technique, particularly when considering compliance with environmental licensing requirements for seedling nurseries (*ex situ* conservation). These protocols are necessary to circumvent limitations inherent in the propagation of endangered plants. *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls is one such species and is classified as a critically endangered species. This species is included in environmental licensing requirements and needs propagation and *ex situ* conservation solutions for subsequent *in situ* reintroduction. We found that use of germination chamber was crucial for its germination and seedling production. In addition, seedling transplantation was found to be more efficient than directly sowing in pots. The micropropagation protocol established in this study proved efficient in generating large quantities of seedlings, thereby enabling conservation in culture media for genotype maintenance (*in vitro* culture) and species conservation.

Keywords: biodiversity conservation, *ex situ*, *in vitro* culture, micropropagation technique, seedling production

© 2024 Paulo *et al.*, This is an open access article distributed in accordance with the Creative Commons Attribution Non Commercial (CC BY-NC 4.0) license, which permits others to distribute, remix, adapt, build upon this work non-commercially, and license their derivative works on different terms, provided the original work is properly cited and the use is non-commercial. See: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0>

Introduction

The conservation of flora, as enforced through national goals and local legal requirements, warrants the development of precise conservation strategies for affected species, particularly rare and endangered species (Costa *et al.*, 2016); this approach ensures an optimised allocation and use of resources. Among these strategies, *ex situ* plant conservation can be performed through biodiversity seedling banks. This approach facilitates a sustainable reintroduction of native species (Cibrian-Jaramillo *et al.*, 2013; Volis *et al.*, 2017).

The establishment of seedling banks with a consistent supply of healthy seedlings necessitates the creation of species-specific propagation strategies and protocols. However, such information remains limited in the context of endangered species (Hussain *et al.*, 2012; Schrage and Dilley, 2020). Therefore, biotechnology-based techniques such as seedling formation in germination chambers and micropropagation techniques provide alternatives for *ex situ* conservation and the reintroduction of endangered species (George *et al.*, 2008; Pathak and Abido, 2014).

As a case in point, the species under study, *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls, which belongs to the Poaceae family, the fifth largest family of angiosperms (Soreng *et al.*, 2017), is a decumbent species with a short rhizome. This species is not only endangered, but also characterised by a sparse distribution (Boechat, 1990; Filgueiras, 1991). *Gymnopogon doellii* is endemic to Brazil and included in the Red List of Threatened Species. Furthermore, this species is classified as critically endangered by the International Union for Conservation of Nature (IUCN); its endangered status is primarily due to the agricultural suppression of native populations, real estate development and mining (Martinelli and Moraes, 2013; Vinicius-Silva *et al.*, 2020). The few records of *G. doellii* are restricted to the Cerrado Domain, in grassland vegetation, in the Central- West (in the state of Goiás and Federal District (*Distrito Federal*–DF)) and South-East regions, in the Quadrilátero Ferrífero, in Minas Gerais, Brazil (Vinicius-Silva *et al.*, 2020; SpeciesLink, 2023). Therefore, propagation protocols must be developed for the affected *G. doellii* populations. These plants are experiencing the consequences of a mining license granted for the operation of a mining company, Gerdau S.A. This mining license required the creation of a seedling nursery for this species (COPAM, 2017). However, despite numerous experimental trials conducted at the Gerdau Research Unit, all attempts at establishing a viable seed or vegetative propagation protocol have failed (personal communication with Professor Cláudio de Paula, Gerdau S.A. consultant). Developing seed propagation protocols is particularly important for the conservation and maintenance of the genetic diversity of the remaining populations, specifically through the reintroduction of seedlings (Kell *et al.*, 2008; Abeli *et al.*, 2020). Therefore, germination studies are necessary for endangered species, with limitations in seedling production.

For *G. doellii*, an important reintroduction strategy conducted in DF showed satisfactory results for *in situ* conservation (Martins *et al.*, 2022), however, a propagation protocol of seedling production for maintenance in greenhouses was not established, which is fundamental for *ex situ* conservation. Such studies enable us overcome difficulties in immediate propagation in greenhouses aimed at rescuing the maximum genetic diversity of populations affected by suppression–flora rescue (Mendonça, 2013).

Carmona *et al.* (1998) and Martins *et al.* (2022) studied *G. doellii*, producing an important germination protocol for the species. However, the development of seedling protocols based on these studies require the implementation of their findings into standardised, actionable steps, which can be used for other endangered species (Godefroid *et al.*, 2016; Commander, 2018; Abeli *et al.*, 2020). Overall, to create an *ex situ* collection of rare and endangered species, germination limitations must be overcome using pre-sowing treatments to promote large-scale seedling production in greenhouses (Kandari *et al.*, 2007; Schnadelbach *et al.*, 2016). The research described above enables us rapidly and cost effectively determine the feasibility of a developed approach (e.g., direct sowing without pre-treatments) versus more labour-intensive and expensive (transplantation) methods (Abeli *et al.*, 2020). In transplantation, producing seedlings should increase survival and production rates (Kildisheva *et al.*, 2020). Accordingly, since seedlings are highly sensitive to environmental perturbations, studies into the conditions driving their mortality under specific treatments should be conducted (Grossnickle, 2012).

Micropropagation is one of the many techniques that can be applied towards the conservation of target plant species. Micropropagation enables the propagation of large quantities of a species of interest, overcoming problems linked to seed availability and viability, as well as environmental seasonality, a factor that can limit seedling production (Fay, 1992; Patil *et al.*, 2021). Using this method, plants can be quickly and uniformly produced on a large scale. In addition, under this method, the resultant plants are free of pathogens or diseases. Micropropagation also enables the creation of germplasm banks, which can be used to provide a sustainable supply of plant material for seedling production (George *et al.*, 2008). For this purpose, well-established propagation protocols can be followed or adjusted according to the responses of each species.

Responses to tissue culture can be maximised, for example, by adjusting the culture medium, since this medium provides all nutrients necessary for plant growth. Therefore, investigating the best sources and quantities of carbohydrates available in *in vitro* culture enhances the responses in culture stages because the exogenous source of carbohydrates available in the medium will maintain metabolic processes and sustain plant growth during the culture period (Gonçalves *et al.*, 2023). Overall, propagation protocols can be developed for target species, facilitating *ex situ* conservation (George *et al.*, 2008; Werden *et al.*, 2020).

Given the necessity of conserving *G. doellii*, the present study aims to aggregate knowledge on the germination of this species. This knowledge can then be used to improve the germination protocol for the pot planting and seedling production of *G. doellii* and to develop enhanced optimal seed micropropagation and greenhouse acclimatisation protocols for the plant.

Material and methods

Seed characterisation, origin, collection and processing

Gymnopogon doellii seeds (i.e., technically caryopses, hereafter referred to as seeds) derived from two natural populations, found in Cerrado grassland formations in the

Brasília National Park (*Parque Nacional de Brasília*–PNB), Distrito Federal (DF) and from a native area of rupestrian grassland belonging to Gerdau S.A. (a company with a mining license in the municipality of Itabirito, Minas Gerais (MG)). The inflorescences were collected in June 2022 when the seeds were dry and detached from the mother plant, which is the appropriate stage for collecting this material. The seeds were then placed in a kraft paper envelope (440 × 360 mm), where they remained for seven days prior to the experiments. The spikelets were processed to separate the seeds from the inflorescences; briefly, this was done by manually pressing the inflorescences inside the kraft paper envelope and then using iron sandpaper (100 grit) to create friction on the spikelets, thereby releasing them from the inflorescence axes. The spikelets were rubbed lightly to not damage the seeds. Using sandpaper facilitated the detachment of the caryopses (figure 1A) from the spikelet structures. Subsequently, the seeds were isolated from the macerated inflorescences using a 1-mm sieve, and were selected under a benchtop table magnifier glass, with 10 LEDs and 120 mm lens (Commerce Brasil®) in order to use only intact seeds, which were subsequently sterilised as per the respective protocol of each experiment.

Experiment 1: germination test, seed planting, and pre-germinated seedlings

The *G. doellii* germination strategy was developed based on studies by Carmona *et al.* (1998) and Martins *et al.* (2022). Briefly, they used alternating temperature, light and potassium nitrate as germination-promoting conditions. Thus, the following conditions were defined for the single germination treatment: 0.2% potassium nitrate (Araguaia®) and 32/18°C alternating temperature (light/dark) for 12/12 h in germination chamber model NI 1718, with photoperiod and temperature alternation and 340 L of volume (Novainstruments®).

For germination, the seeds were placed in Gerbox plastic box measure 11 × 11 × 3.5 cm (JProlab®), on Germitest paper, with neutral pH (Germilab®), lightly sprayed with 70% ethanol, and incubated in germination chamber at 32°C for 10 min to dry. Subsequently, they were soaked in 30 mL of a potassium nitrate solution to initiate the germination test. Five replicates of 20 seeds were used for each population under study (i.e., MG and DF), and the percentage of germination was evaluated after 30 days.

For the transplantation experiment, approximately 600 seeds were germinated under the same conditions as those of the germination test. After 30 days, the seedlings reached the second leaf stage, which was approximately 17 mm long. One seedling was carefully inserted with sterilized anatomical dissection forceps of 14 cm (Golgran®) onto the soil surface of each 11L plastic pot (Nutriplan®), in a small cavity of 5 mm, to accommodate the radicle and roots gently into the moist soil. This planting experiment included 250 pots (replicates) for each population (MG and DF), with 11 L of substrate consisting of 50% sand (i.e., particles ranging 0.5–1 mm) and 50% Latosol (typical Red-Yellow Latosols of the Brazilian Cerrado vegetation). Fifty grams of slow-release fertiliser, Osmocote NPK 18-5-9 (Forth®) was carefully added to the surface, avoiding contact with the seedlings (figure 2A).

Simultaneously, tests were conducted with another 100 pots (50 representative of each population), with one seed per pot, placed on the surface of the moist soil. This low

number (100 seeds) was used because previous tests indicated that freshly harvested seeds have low germination in soil. In doing so, we avoided wasting the available seeds of the endangered plant.

Micro sprinkler irrigation system, Flt 90 L/h, Microtube 30 cm (Netafim®) was performed twice a day (at 6:00 AM and 6:00 PM) for 20 min each time. The growth experiment was conducted in July 2022. The greenhouse remained closed to ensure high humidity and temperature, since July and August represent the coldest and driest months in this region. Narrow side vents were kept open to maintain air circulation in the greenhouse. In the first 10 days of the greenhouse experiment, in July 2022, in Ouro Branco, the temperature ranged from 11.8 to 27.8°C, averaging 17.82°C, and the relative humidity ranged from 33 to 67% (INMET, 2022).

Experiment 2: in vitro seedling production

Luminosity and 6-benzylaminopurine (BAP) effects on in vitro germination

Prior to the experiments, the seeds were sterilised by immersion in a solution of sodium hypochlorite 1.00% chlorine (Prolink®) for 15 minutes; they were then rinsed with deionised and autoclaved water. Subsequently, the seeds were immersed in 70% (v/v) hydrated liquid ethyl alcohol 70° (Prolink®) for another 15 minutes and washed three times with deionised and autoclaved water.

After sterilisation, the seeds were inoculated onto Murashige Skoog (MS) culture medium (Murashige and Skoog, 1962) supplemented with 30 g L⁻¹ sucrose (Sucrose Pa Acs, ACS Científica®). The culture medium was further supplemented with 1 mg L⁻¹ BAP (Sigma®), and the control did not contain BAP. All media were placed in sterile plastic Petri dishes of 90 × 15 mm (ProLab®) and gelled with 2 g L⁻¹ phytigel (Sigma®). The seeds were subjected to both light and dark conditions, at room temperature (25 ± 2°C).

The experiment was conducted in a completely randomised factorial (2 × 2) design, testing two sources of light (light and dark conditions) and two BAP concentrations (0 and 1 mg L⁻¹), with 50 replicates. The percentage of germinated seeds was assessed after seven and 14 days. After 30 days, all Petri dishes were transferred to a light regime to prevent etiolation and to ensure enhanced explant survival.

In vitro multiplication and elongation stages

After seed germination and *in vitro* seedling establishment, at day 60 of culturing, the seedlings were medially dissected and subcultured in test tubes (25 × 150 mm) containing 10 mL MS culture medium, supplemented with 30 g L⁻¹ sucrose (Sucrose Pa Acs, ACS Científica®), 6 g L⁻¹ agar (Dinâmica®), 0.4 g L⁻¹ activated charcoal (Dinâmica®), 0.5 mg L⁻¹ BAP (Sigma®) and 0.05 mg L⁻¹ α-naphthaleneacetic acid (NAA–Sigma®). The explants were cultivated in a grow room at 24 ± 1°C, a photoperiod of 16 hours of light and irradiance of 40 μmol m⁻² s⁻¹ (quantified using a LI-COR® LI-250A Light Meter) from white LED lamps (CBT®) for 60 days. Subcultures were performed every 30 days to renew the culture medium.

After the multiplication stage, clusters containing 3.0-cm-long shoots were isolated and inoculated under aseptic conditions in glass flasks (72 × 72 × 100 mm) containing 40 mL basic MS culture medium, supplemented with 0.5 mg L⁻¹ BAP (Sigma®), 0.1 mg L⁻¹

NAA (Sigma®), 30 g L⁻¹ sucrose (Sucrose Pa Acs, ACS Científica®) and 6 g L⁻¹ agar. The explants were cultivated in a grow room for 60 days. Subcultures were performed every 30 days to renew the culture medium.

Effects of carbohydrate source and concentration on in vitro rooting

Elongated shoots were standardised at three shoots and inoculated in glass flasks (72 × 72 × 100 mm) containing 40 mL MS culture medium, supplemented with 0.05 mg L⁻¹ BAP, 0.1 mg L⁻¹ NAA, 0.1 mg L⁻¹ indole-3-butyric acid – IBA (Sigma®) and 6 g L⁻¹ agar. Sucrose or glucose (Neon®) was used as carbohydrate sources at concentrations of 15 and 30 g L⁻¹. The explants were cultivated in a grow room for 60 days. Furthermore, subcultures were performed every 30 days to renew the culture medium.

The experiment was conducted in a completely randomised factorial (2 × 2) design, testing two sources of carbohydrates (sucrose and glucose) and two concentrations (15 and 30 g L⁻¹), with 12 replicates. At 60 days, vigour, senescence, number of leaves per explant and rooting percentage were assessed.

Plant vigour (Vig.) was rated using the following scale: score 1 = poor, high tissue mortality and/or reduced growth, with tissue oxidation; score 2 = good, with dead tissue, reduced growth, and tissue oxidation; score 3 = excellent, green plants, with no dead tissue and with well-developed clumps without tissue oxidation.

Senescence was rated using the following scale: score 0 = no dead shoots; 25 = up to 25%; 50 = up to 50%; 75 = up to 75%; and 100 = up to 100% dead shoots.

Acclimatisation

Rooted plants were used for the acclimatisation stage and were planted in a substrate containing a mixture of decomposed pine bark, coconut fibre, and vermiculite. The seedlings were kept under grow room conditions, in a mini-greenhouse system (i.e., with the relative air humidity equal to or higher than 80%) for 15 days, subsequently remaining in the grow room for another 15 days in a fully open system (ambient relative air humidity equal to 60%). A total of 200 plants were acclimatised. After 30 days, the survival percentage was assessed.

Culture medium preparation

The culture medium was prepared according to each culture stage, adjusting the pH to 5.8 using 1M NaOH (Impex®) or HCl (Synth®). Subsequently, agar was added for gelation. The culture medium was autoclaved at 121°C (1.0 kgf cm⁻²) for 20 minutes.

Grow room characteristics

The explants were cultivated in a grow room at 24 ± 1°C, a photoperiod of 16 hours and irradiance of 40 μmol m⁻² s⁻¹ (quantified using a LI-COR® LI-250A Light Meter) from white LED lamps (CBT®).

Data analysis

Data on germination percentage (GP), number of leaves (NL) and rooting percentage (RP) were subjected to the Shapiro–Wilk ($p > 0.05$) and Hartley ($p > 0.05$) tests. Subsequently,

the data were subjected to the Box-Cox test and transformed by $(GP+0.5)^{0.5}$; $(NL)^{0.5}$ and $1/[(RP+0.5)^2]$, followed by analysis of variance (ANOVA, $p < 0.05$). Lastly, the means were subjected to comparison analysis using the Tukey's test ($p < 0.05$). R software version 4.2.1 (R Core Team, 2022), specifically using the ExpDes package version 1.1.2 (Ferreira *et al.*, 2013), was used to perform statistical analyses. In addition, a principal component analysis was performed to analyse the data on vigour and senescence using the “factoextra” R package (version 1.0.7) of the R software version 4.2.1 (R Core Team, 2022) (Kassambara and Mundt, 2020).

Results

Experiment 1: Germination test, seed planting, and transplantation

The maximum germination in Gerbox was $82.00\% \pm 9\%$ and $89.00\% \pm 4.00\%$ for MG and DF seeds after 30 days, respectively (table 1). While, in the pot experiment the maximum germination, during the same period, were $6.00\% \pm 3.35\%$ and $4.00\% \pm 2.77\%$ for MG and DF in the pots, respectively.

In the seedling transplantation experiment, 390 seedlings survived and exhibited healthy growth of 500 seedlings inserted into the pots, with the MG and DF seedlings reaching $76.00\% \pm 2.70\%$ and $80.00\% \pm 2.53\%$ survival, respectively (table 1, figure 2).

Experiment 2: In vitro seedling growth

Luminosity and 6-benzylaminopurine (BAP) effects on in vitro germination

After seven days, the seeds exhibited low germination rates. Specifically, the maximum germination were 4% and 2% in the BAP and control treatment groups, respectively, with no significant effect of BAP or light and BAP interaction. The seedlings that germinated initially exhibited swelling, which was then followed by radicle protrusion and ultimately shoot emergence (figure 1). However, significant results were observed after 14 days of *in vitro* inoculation (table 2). Light significantly increased germination ($p < 0.05$), which reached 16% and 71% in the dark and light, across all treatments, respectively (figure 3). After 30 days, we observed a total of 194 seeds were germinated, 23 seeds were contaminated, and 17 seeds were dead/oxidised. In addition, 66 seeds showed no visible alteration.

Effects of carbohydrate source and concentration on rooting

Principal component analysis showed that vigour and senescence frequencies were correlated with not only the carbohydrate source but also the concentration of the carbohydrate (figure 4A, B). These correlations were high when supplementing the culture medium with 15 g L^{-1} sucrose, and all seedlings were rated as either Vig. 1 (58.3%) or Vig. 2 (41.7%) (figure 4A). When supplementing the culture medium with 30 g L^{-1} sucrose, 58.3% seedlings were rated as Vig. 2. In addition, when supplementing the culture medium with 15 g L^{-1} glucose, 58.3% seedlings were rated as Vig. 1. The best treatment was supplementation with 30 g L^{-1} glucose, as 58.3% of seedlings under this treatment were rated as Vig. 3 (figure 4A).

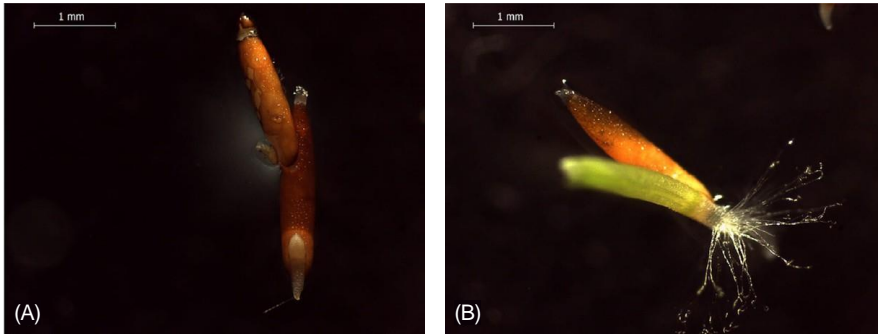


Figure 1. *Gymnopogon doellii* seed germination on Murashige and Skoog's culture medium seven days after inoculation (under a light regimen). (A) Two swollen caryopses, one with radicle protrusion; (B) caryopsis with radicle and shoot emerged.

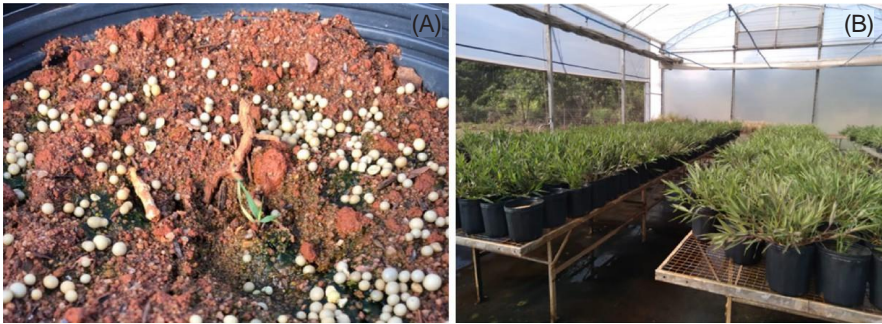


Figure 2. (A) Manually-transplanted *Gymnopogon doellii* seedling treated using the fertiliser Osmocote. (B) Collection of five-month-old *G. doellii* seedlings treated using the manual transplantation protocol.

Table 1. Results from Experiment 1: Germination rates of Minas Gerais (MG) and Distrito Federal (DF) seeds under different treatments in germination chamber.

Treatment	MG	DF
Germination test	82.00% ± 9.00%	89.00% ± 4.00%
Seed planting	6.00% ± 3.35%	4.00% ± 2.77%
Seedling transplantation	76.00% ± 2.70%	80.00% ± 2.53%

Table 2. Germination percentage of *Gymnopogon doellii* seeds under different treatment regimens after 14 days of inoculation in culture medium.

Treatment	Initial number of seeds	Germination percentage (%)
Control, dark	50	12.24
Control, light	100	84.88
+BAP, dark	50	21.28
+BAP, light	100	73.68

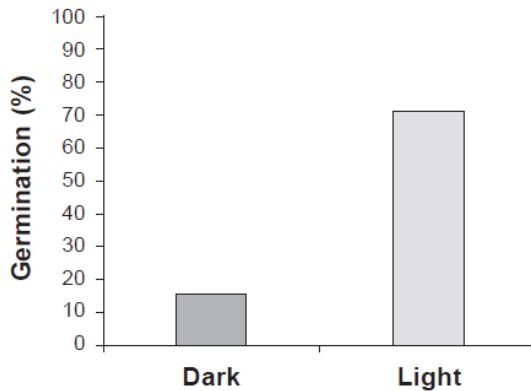


Figure 3. *In vitro* germination percentage of *Gymnopogon doellii* before (dark) and after (light) 14 days of light exposure. Based on the Tukey's test, the means of the two groups were found to be significantly different ($p < 0.05$).

The correlation with senescence was low (0–25%) (figure 4B), indicating that this phenomenon occurs during the *in vitro* culture of this species regardless of the treatment. Supplementation with 15 g L⁻¹ sucrose increased the frequency of senescence, which ranged from 50 to 100%. Upon supplementation with 15 g L⁻¹ glucose, the frequency of senescence ranged from 75% to 100%. The best results were observed when supplementing the culture medium with 30 g L⁻¹ sucrose and glucose; however, this approach still yielded a high frequency of senescence (i.e., 50%) (figure 4B).

The number of leaves showed no correlation with the carbohydrate source and concentration, averaging 8.7 leaves per explant (figure 4C). However, adventitious roots were only formed when supplementing the culture medium with 30 g L⁻¹ sucrose, averaging 75% rooting, which differed significantly from that by the other treatments (figure 4D).

In the acclimatisation stage, survival averaged 98%, indicating that the method adopted efficiently produced micropropagated seedlings.

Discussion

The results from the germination test demonstrated that two distinct Cerrado populations of *G. doellii*, namely, DF and MG, show similar germination patterns, with high germination through alternating temperature treatment. Given the conservation needs of endangered species, developing germination protocols, such as that created for *G. doellii*, enhances the efficiency of *ex situ* conservation programs for species whose propagation is not widely known. As a result, this practice becomes more effective (Cerabolini *et al.*, 2004; Zanetti *et al.*, 2020; Philpott *et al.*, 2022), primarily due to the increased availability of germinated seeds, which provides more material for growth tests and seedling nurseries. Applying this ongoing research on seed technology (figure 2B) enabled compliance with environmental licensing requirements.

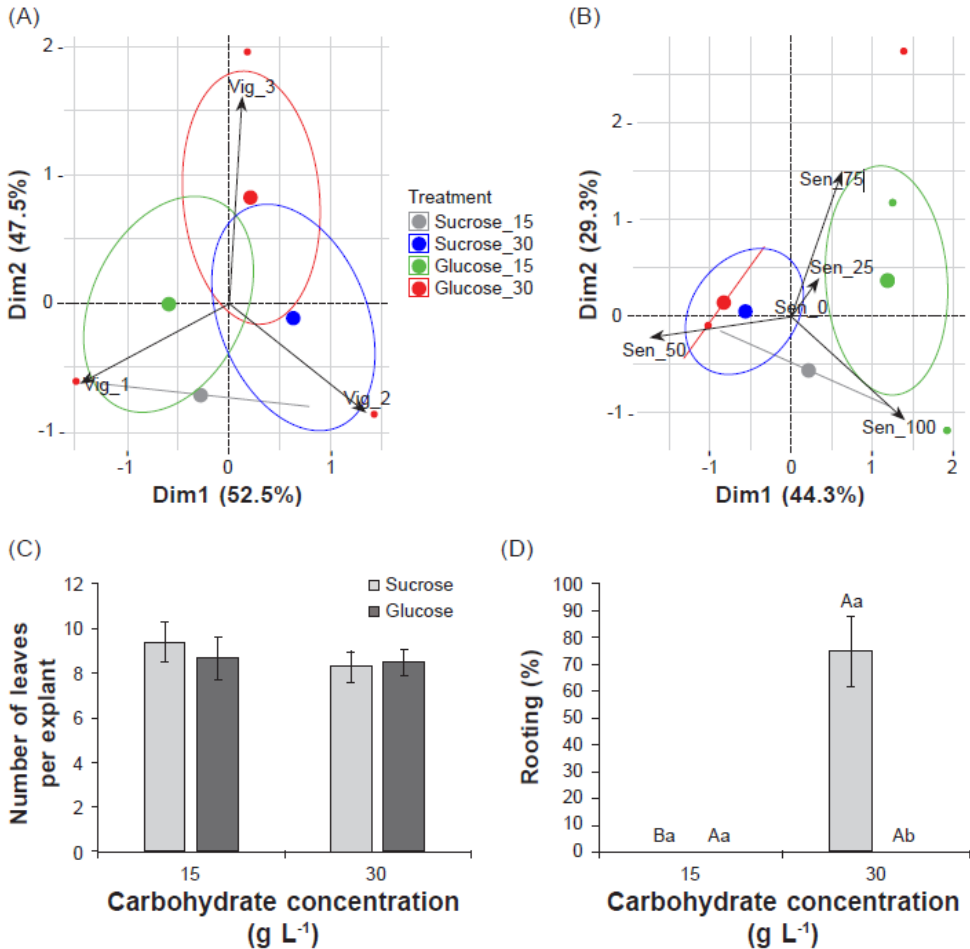


Figure 4. Characteristics of *Gymnopogon doellii* explants at the *in vitro* adventitious rooting stage (60 days), as shaped by carbohydrate source and concentration. (A) Principal component analysis (PCA) of vigour frequency (Vig_1 = poor, high tissue mortality and/or reduced growth, with tissue oxidation; Vig_2 = good, with dead tissue, reduced growth and tissue oxidation; Vig_3 = excellent, green plants, with no dead tissue and with well- developed clumps without tissue oxidation), Dim1 = Principal component 1 (PC1), Dim2 = Principal component 2 (PC2); (B) PCA of the senescence frequency (Sen_0 = no dead shoots; Sen_25 = up to 25% dead shoots; Sen_50 = up to 50% dead shoots; Sen_75 = up to 75% dead shoots; and Sen_100 = up to 100% dead shoots), Dim1 = Principal component 1 (PC1), Dim2 = Principal component 2 (PC2); (C) Number of leaves per explant; and (D) Rooting percentage (means followed by the same uppercase letters for the same carbohydrate and by the same lowercase letters for the same concentration do not differ significantly, according to Tukey's test, $p < 0.05$). All data are expressed as mean \pm standard error of the mean (SEM).

The results observed in the planting pots confirmed our expectation that transplantation of seeds produced in a germination chamber is more efficient, despite being more laborious than direct sowing without pre-treatment of the seeds, which presented few germinated seeds, even with alternating temperatures in the greenhouse. These results highlight common difficulties in expanding collections of native plants in botanical gardens (Luna *et al.*, 2009), and thus provide valuable guidance on the use of seeds of the target species; however, the seeds of other rare species should also be evaluated, considering a rational use based on propagate availability (Abeli *et al.*, 2020; Kildisheva *et al.*, 2020).

Gymnopogon doellii is a rarely occurring species, with sparse populations, in addition to short rhizomes (Boechat and Valls, 1990; Martins *et al.*, 2022); these traits do not favour its proliferation. In contrast, other co-occurring grasses, such as *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase, show higher population densities due to vegetative propagation (i.e., using stolons and a greater number of horizontal rhizomes), despite their low germination (~5%) under dormancy-breaking treatments (Figueiredo *et al.*, 2012).

This limited *G. doellii* propagation, in comparison with other grasses, further highlights the importance of the results brought forth through this study. By germination promoters, we have developed an efficient seedling production protocol, with seedling survival surpassing 80% in soil. In addition, the produced seedlings exhibit healthy development. Therefore, this protocol could be a key solution to reintroduction programs requiring increased seedling production to compensate for recurrent mortality during transplantation (Maschinski and Albrecht, 2017; Martins *et al.*, 2022).

Protocols similar to the one proposed in this study are important in the conservation of endangered plant species, as they also facilitate increased genetic diversity (Basey *et al.*, 2015). Martins *et al.* (2022) showed a considerable yield when transplanting *G. doellii* seedlings, with 40% survival after four years in PNB. Thus, combining the present protocol for seedling production in greenhouse with this reintroduction protocol is an effective propagation strategy for the conservation of this species (IUCN, 2013; Commander *et al.*, 2018; Zimmer *et al.*, 2019).

BAP had no effect on seed germination. Despite being widely used in tissue culture for this purpose, plant growth regulators can stimulate or inhibit physiological functions of plants and stunt the development of their organs (Patil *et al.*, 2021).

The treatment with the light regimen resulted in higher germination percentages compared with those of the control (darkness), showing that these seeds have positive photoblastic characteristics, which are highly common in grasses, especially those from the Cerrado (Zaidan and Carreira, 2008; Pereira *et al.*, 2021). In addition, the seedlings that developed under dark conditions showed symptoms of stem etiolation and increased shoot transparency; the resultant seedlings were fragile and did not exhibit any signs of development. These trends were congruent with the triplex response of ethylene accumulation in the hypocotyl through the absence of light: elongation inhibition, radial increase (swelling) and a horizontal orientation of this organ (Gonçalves *et al.*, 2023).

In micropropagation, the source of carbohydrates can favour the production of more vigorous plants (Martins *et al.*, 2015), as shown for both carbohydrate sources at 30 g L⁻¹. However, as a carbohydrate source, sucrose was unique in its improvement of morphophysiological features and rooting. The use of sucrose has been highlighted in

vitro culture, as shown in studies on *Eucalyptus dunnii* Maiden (Souza *et al.*, 2020) and *Alocasia amazonica* Reark (Jo *et al.*, 2009), with well-developed and more vigorous explants, which display better morphogenic responses in the later stages of propagation.

Notably, the characteristics intrinsic to a species may hinder the establishment of efficient micropropagation protocols, including senescence. Senescence is an inherent factor and part of the life cycle of most species of grasses, showing little variation with environmental perturbations (Martins *et al.*, 2020), as observed in the *G. doellii* cultures. As such, propagation protocols must be adjusted to each grass species. Continuously improving these protocols plays a key role in biodiversity conservation, since their optimisation facilitates the large-scale production of plants necessary in the context of successful conservation efforts (George *et al.*, 2008).

Conclusion

For *G. doellii*, germination at alternating temperature and potassium nitrate solution in a germination chamber is efficient for seedling production, and seedling transplantation is more efficient than direct sowing in pots. These findings are important for the systematic use of the already-limited seeds of this endangered plant. In addition, this germination protocol can be used for MG and DF seeds as they show similar maximum germination. For *in vitro* propagation, based on the data reported above, the sterilisation method effectively prevents contamination without causing high seed mortality. In addition, the best protocol for *G. doellii* seed germination consists of using MS culture medium supplemented with sucrose and without growth regulators, under a light regimen. The seeds should remain in a Petri dish for one to two months until this recipient starts to limit seedling growth. The explants should be transferred to glass flasks to increase the number of tillers and to enhance plant development. Our micropropagation protocol efficiently generates grass seedlings in large quantities, enabling seedling preservation in culture media for genotype maintenance and species conservation. Finally, adventitious rooting facilitates optimal plant acclimatisation, and culture medium supplementation with 30 g L⁻¹ sucrose is the most suitable supplementation for promoting *in vitro* rooting.

Acknowledgements

We thank the Brazilian Agricultural Research Corporation–Genetic Resources and Biotechnology (*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária–EMBRAPA–Recursos Genéticos e Biotecnologia*) for allowing us use their research equipment and facilities, as well as the University of Brasilia (*Universidade de Brasília–UnB*) and the Federal University of Lavras (*Universidade Federal de Lavras–UFLA*). We also thank Gerdau S.A. for funding this research through the scholarship awarded to the technical and scientific staff of the *Gymnopogon* Conservation Project.

We thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (*Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior–CAPES*) and the National Council for Scientific and Technological Development (*Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico–CNPq*) for funding this study.

References

- Abeli, T., Dalrymple, S., Godefroid, S., Mondoni, A., Müller, J.V., Rossi, G. and Orsenigo, S. (2020). *Ex situ* collections and their potential for the restoration of extinct plants. *Conservation Biology*, **34**, 303-313. <<https://doi.org/10.1111/cobi.13391>>
- Basey, A.C., Fant, J.B. and Kramer, A.T. (2015). Producing native plant materials for restoration: 10 rules to collect and maintain genetic diversity. *Native Plants Journal*, **16**, 37-53. <<https://doi.org/10.3368/npj.16.1.37>>
- Baskin, C.C. and Baskin, J.M. (2020). Breaking seed dormancy during dry storage: a useful tool or major problem for successful restoration via direct seeding? *Plants*, **9**, article 636.
- Boechat, S.C. and Valls, J.F.M. (1990). *Gymnopogon doellii* Boechat & Valls (Gramineae; Chloridoideae), espécie crítica da flora brasileira [Gymnopogon doellii Boechat & Valls (Gramineae; Chloridoideae), a critical species of the Brazilian flora]. *Bradea*, **5**, 313-318.
- Carmona, R., Camilo, M.G.B. and Martins, C.R. (1997). Estímulo à germinação em sementes de *Gymnopogon doellii* – uma gramínea ameaçada de extinção [Germination stimulus in seeds of *Gymnopogon doellii* – a threatened grass]. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, **9**, 125-130.
- Cerabolini, B., de Andreis, R., Ceriani, R.M., Pierce, S. and Raimondi, B. (2004). Seed germination and conservation of endangered species from the Italian Alps: *Physoplexis comosa* and *Primula glaucescens*. *Biological Conservation*, **117**, 351-356. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.011>>
- Cibrian-Jaramillo, A., Hird, A., Oleas, N., Ma, H., Meerow, A.W., Francisco-Ortega, J. and Griffith, M.P. (2013). What is the conservation value of a plant in a botanic garden? Using indicators to improve management of *ex situ* collections. *The Botanical Review*, **79**, 559-577. <<https://doi.org/10.1007/s12229-013-9120-0>>
- Commander, L.E., Coates, D., Broadhurst, L., Offord, C.A., Makinson, R.O. and Matthes, M. (2018). *Guide-lines for the Translocation of Threatened Plants in Australia* (3rd Edition), Australian Network for Plant Conservation, Canberra, Australia.
- COPAM (2017). *Conselho de Proteção Ambiental, Secretaria de Estado da Infraestrutura, dos Recursos Hídricos e do Meio Ambiente [Environmental Protection Council, State Secretariat for Infrastructure, Water Resources and the Environment]*, Minas Gerais, Brasil. COPAM process number 01776/2004/028/2017, <<http://sistemas.meioambiente.mg.gov.br/licenciamento>> Accessed 4 September 2023.
- Costa, M.L.M., Bajgielman, T., Pereira, T.S., Maurenza, D., Amaro, R., Dalcin, E.C. and Maunder, M. (2016). *Estratégia Nacional para a Conservação Ex Situ de Espécies Ameaçadas da Flora Brasileira [National Strategy for Ex Situ Conservation of Endangered Species of the Brazilian Flora]*, Andrea Jakobsson, Rio de Janeiro. <<http://dspace.jbrj.gov.br/jspui/handle/doc/66>>
- Fay, M.F. (1992). Conservation of rare and endangered plants using *in vitro* methods. *In Vitro Cellular and Developmental Biology-Plant*, **28**, 1-4. <<https://doi.org/10.1007/BF02632183>>
- Figueiredo, M.A., Baêta, H.E. and Kozovits, A.R. (2012). Germination of native grasses with potential application in the recovery of degraded areas in Quadrilátero Ferrífero, Brazil. *Biota Neotropica*, **12**, 118-123.
- Filgueiras, T.S. (1991). A floristic analysis of the Gramineae of Brazil's Distrito Federal and a list of the species occurring in the area. *Edinburgh Journal of Botany*, **48**, 73-80. <<https://doi.org/10.1017/S0960428600003644>>
- Finch-Savage, W.E. and Leubner-Metzger, G. (2006). Seed dormancy and the control of germination. *New Phytologist*, **171**, 501-523. <<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01787.x>>
- George, E.F., Hall, M.A. and de Klerk, G.J. (2008). *Plant Propagation by Tissue Culture*, 3rd Edition, Springer, Netherlands.
- Godefroid, S., Le Pajolec, S. and Van Rossum, F. (2016). Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions: Implications for designing protocols. *Plant Ecology*, **217**, 169-182. <<https://doi.org/10.1007/s11258-015-0526-0>>
- Gonçalves, D.S., Souza, D.M.S.C., Fernandes, S.B., Molinari, L.V., Dorigan, A.F., Konzen, E.R., Teixeira, G.L. and Brondani, G.E. (2023). Effect of light spectra on *in vitro* multiplication, elongation and adventitious rooting stages of *Bambusa vulgaris* Schrad. ex JC Wendl. *Advances in Bamboo Science*, **4**, 100035. <<https://doi.org/10.1016/j.bamboo.2023.100035>>
- Grigoriadou, K., Sarropoulou, V., Krigas, N., Maloupa, E. and Tsoktouridis, G. (2020). GIS-facilitated effective propagation protocols of the endangered local endemic of Crete *Carlina diae* (Rech. f.) Meusel and A. Kástner (Asteraceae): Serving *ex situ* conservation needs and its future sustainable utilization as an ornamental. *Plants*, **9**, article 1465. <<https://doi.org/10.3390/plants9111465>>
- Grossnickle, S.C. (2012). Why seedlings survive: Influence of plant attributes. *New Forests*, **43**, 711-738. <<https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6>>

- Hafsi, C., Debez, A. and Abdely, C. (2014). Potassium deficiency in plants: effects and signaling cascades. *Acta Physiologiae Plantarum*, **36**, 1055-1070. <<https://doi.org/10.1007/s11738-014-1491-2>>
- Hernández, J.A., Díaz-Vivancos, P., Acosta-Motos, J.R. and Barba-Espín, G. (2021). Potassium nitrate treatment is associated with modulation of seed water uptake, antioxidative metabolism and phytohormone levels of pea seedlings. *Seeds*, **1**, 5-15. <<https://doi.org/10.3390/seeds1010002>>
- Hodges, J.A., Price, J.N., Nicotra, A.B. and Guja, L.K. (2022). Smoke and heat can increase germination of common wildflowers and grasses—implications for conservation and restoration of critically endangered grassy ecosystems. *Ecological Management and Restoration*, **23**, 94-99. <<https://doi.org/10.1111/emr.12533>>
- Hussain, A., Qarshi, I.A., Nazir, H. and Ullah, I. (2012). Plant tissue culture: current status and opportunities. *Recent advances in plant in vitro culture*, **6**, 1-28. <<https://doi.org/10.5772/52760>>
- INMET (2022). *Tabela de Estações [Table of Seasons]*, Estado de Minas Gerais [state of Minas Gerais], Estação Ouro Branco [Ouro Branco weather station], Instituto Nacional de Meteorologia [National Institute of Meteorology]. July 2022. <<https://tempo.inmet.gov.br/tabelaEstacoes>> Accessed 10 August 2022.
- IUCN (2013). *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*, IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- Jo, E.A., Tewari, R.K., Hahn, E.J. and Paek, K.Y. (2009). In vitro sucrose concentration affects growth and acclimatization of *Alocasia amazonica* plantlets. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **96**, 307-315. <<https://doi.org/10.1007/s11240-008-9488-4>>
- Kandari, L.S., Rao, K.S., Chauhan, K.U.S.U.M., Maikhuri, R.K., Purohit, V.K., Phondani, P.C. and Saxena, K.G. (2007). Effect of presowing treatments on the seed germination of two endangered medicinal herbs of the Himalaya (*Angelica glauca* Edgew and *Pleurospermum angelicoides* (Wall. ex DC.) Benth. ex CB Clarke). *Proceedings-Indian National Science Academy*, **73**, 11. <https://www.researchgate.net/publication/332144841_Effect_of_Presowing_Treatments_on_the_Seed_Germination_of_Two_Endangered_Medicinal_Herbs_of_the_Himalaya_Angelica_glauca_Edgew_and_Pleurospermum_angelicoides_Wall_Ex_DC_Benth_Ex_CB_Clarke>
- Kell, S.P., Laguna, E., Iriondo, J.M. and Dulloo, M.E. (2008). Population and habitat recovery techniques for the *in situ* conservation of plant genetic diversity. In *Conserving Plant Genetic Diversity in Protected Areas: Population Management of Crop Wild Relatives* (eds. J.M. Iriondo, N. Maxted and M.E. Dulloo), pp. 124- 168, CABI, Wallingford, UK.
- Kildisheva, O.A., Dixon, K.W., Silveira, F.A., Chapman, T., Di Sacco, A., Mondoni, A., Turner, S.R. and Cross, A.T. (2020). Dormancy and germination: making every seed count in restoration. *Restoration Ecology*, **28**, 256-265. <<https://doi.org/10.1111/rec.13140>>
- Kolb, R.M., Pilon, N.A.L. and Durigan, G. (2016). Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasílica*, **30**, 87-92. <<https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0199>>
- Larakeng, S.H., Gusmiaty, G. and Nadhilla, D. (2020). In-vitro shoot induction of pring tutul (*Bambusa maculata*) through in various plant growth regulators (PGR). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, **575**, 012139. <<https://doi.org/10.1088/1755-1315/575/1/012139>>
- Luna T., Wilkinson K. and Dumroese, R.K. (2009). Seed germination and sowing options. In: *Nursery manual for native plants: A guide for tribal nurseries* (eds. R.K. Dumroese, T. Luna and T.D. Landis), Volume 1, pp. 133–151, Agriculture Handbook, Volume 730, Department of Agriculture Forest Service, Washington DC.
- Martinelli, G. and Moraes, M.A. (2013). *Livro Vermelho da Flora do Brasil [The Red List of Brazilian Flora]*, 1st Edition, Andrea Jakobsson/Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro [Rio de Janeiro Botanical Garden Research Institute], Rio de Janeiro.
- Martins, C.R., Borghetti, F., Moretzsohn, M.D.C., Noronha, S.E.D. and Valls, J.F.M. (2022). Strategies for reintroduction and conservation of *Gymnopogon doellii*, an endemic grass at risk of extinction. *Rodriguésia*, **73**. <<https://doi.org/10.1590/2175-7860202273088>>
- Maschinski, J. and Albrecht, M.A. (2017). Center for Plant Conservation's best practice guidelines for the reintroduction of rare plants. *Plant Diversity*, **39**, 390-395. <<https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.09.006>>
- Mendonça, M.P. (2013). *O Resgate de Flora da Canga [Rescue of the Flora of Canga]*, Valor Natural, Belo Horizonte.
- Pathak, M.R. and Abido, M.S. (2014). The role of biotechnology in the conservation of biodiversity. *Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences*, **2**, 352-363.
- Patil, S.M., Kumari, V.C., Sumana, K., Sujay, S., Tejaswini, M., Shirahatti, P.S. and Ramu, R. (2021). Sustainable development of plant tissue culture industry: The Indian scenario. *Journal of Applied Biology and Biotechnology*, **9**, 18-27. <<https://doi.org/10.7324/JABB.2021.9202>>

- Pereira, C.M., Figueirôa, R.N., Fontenele, H.G. and Miranda, H.S. (2021). Light affects the germination and normal seedling development of Neotropical savanna grasses. *Seed Science Research*, **31**, 47-50. <<https://doi.org/10.1017/S0960258520000355>>
- Philpott, M., Pence, V.C., Bassiner, B., Clayton, A.S., Coffey, E.E., Downing, J.L., Edwards, C.E., Folgado, R., Ligon, J.J., Powell, C., Ree, J.F., Seglias, A.E., Sugii, N., Zale, P.J. and Zeldin, J. (2022). Harnessing the power of botanical gardens: Evaluating the costs and resources needed for exceptional plant conservation. *Applications in Plant Sciences*, **10**, article e11495. <<https://doi.org/10.1002/aps3.11495>>
- Ramos, D.M., Diniz, P., Ooi, M.K., Borghetti, F. and Valls, J.F. (2017). Avoiding the dry season: dispersal time and syndrome mediate seed dormancy in grasses in Neotropical savanna and wet grasslands. *Journal of Vegetation Science*, **28**, 798-807. <<https://doi.org/10.1111/jvs.12531>>
- Sano, E.E., Rodrigues, A.A., Martins, E.S., Bettioli, G.M., Bustamante, M.M.C., Bezerra, A.S., Couto, A.F., Vasconcelos, V., Schuler, J. and Bolfe, E.L. (2019). Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, **232**, 818-828. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>>
- Schnadelbach, A., Veiga-Barbosa, L., Ruiz, C., Pita, J.M. and Pérez-García, F. (2016). Dormancy breaking and germination of *Adenocarpus desertorum*, *Astragalus gines-lopezii* and *Hippocrepis grossii* (Fabaceae) seeds, three threatened endemic Spanish species. *Seed Science and Technology*, **44**, 1-14. <<https://doi.org/10.15258/sst.2016.44.1.04>>
- Schrage, L. and Dilley, K. (2020). Seed propagation protocol for endangered Shivwits milk-vetch. *Native Plants Journal*, **21**, 70-73.
- Soreng, R.J., Peterson, P.M., Romaschenko, K., Davidse, G., Teisher, J.K., Clark, L.G. and Zuloaga, F.O. (2017). A worldwide phylogenetic classification of the Poaceae (Gramineae) II: An update and a comparison of two 2015 classifications. *Journal of Systematics and Evolution*, **55**, 259-290. <<https://doi.org/10.1111/jse.12262>>
- Souza, D.M.S.C., Fernandes, S.B., Avelar, M.L.M., Frade, S.R.D.P., Molinari, L.V., Gonçalves, D.S. and Brondani, G.E. (2020). Mixotrophism effect on in vitro elongation and adventitious rooting of *Eucalyptus dunnii*. *Cerne*, **25**, 394-401.
- SpeciesLink (2023). *SpeciesLink Network*. <<https://specieslink.net/search>> Accessed 4 September 2023.
- Tefera, A. (2019). A review on application of plant tissue culture in plant breeding. *Journal of Natural Sciences Research*, **9**, 20-25. <<https://doi.org/10.7176/JNSR>>
- Vinicius-Silva, R., de Paula, C.C. and Saraiva, D.F. (2020). New records of *Gymnopogon doellii* (Poaceae, Chloridoideae, Cynodonteae, Hubbardochnoideae), a Brazilian endangered species. *Phytotaxa*, **435**, 57-62. <<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.435.1.7>>
- Volis, S. (2017). Conservation utility of botanic garden living collections: Setting a strategy and appropriate methodology. *Plant Diversity*, **39**, 365-372. <<https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.11.006>>
- Werden, L.K., Sugii, N.C., Weisenberger, L., Keir, M.J., Koob, G. and Zahawi, R.A. (2020). *Ex situ* conservation of threatened plant species in island biodiversity hotspots: A case study from Hawai'i. *Biological Conservation*, **243**, article 108435. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108435>>
- Zaidan, L.B.P. and Carreira, R.C. (2008). Seed germination in Cerrado species. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, **20**, 167-181. <<https://doi.org/10.1590/S1677-04202008000300002>>
- Zanetti, M., Dayrell, R.L., Wardil, M.V., Damasceno, A., Fernandes, T., Castilho, A., Santos, F.M.G. and Silveira, F.A.O. (2020). Seed functional traits provide support for ecological restoration and *ex situ* conservation in the threatened Amazon ironstone outcrop flora. *Frontiers in Plant Science*, **11**, article 599496. <<https://doi.org/10.3389/fpls.2020.599496>>
- Zimmer, H.C., Auld, T.D., Cuneo, P., Offord, C.A. and Commander, L.E. (2019). Conservation translocation—an increasingly viable option for managing threatened plant species. *Australian Journal of Botany*, **67**, 501-509.
- Zupo, T., Baeza, M.J. and Fidelis, A. (2016). The effect of simulated heat-shock and daily temperature fluctuations on seed germination of four species from fire-prone ecosystems. *Acta Botanica Brasílica*, **30**, 514-519. <<https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0246>>

5. CONCLUSÕES GERAIS

As conclusões gerais desta Tese são com base nas respostas obtidas pela análise SHARP (Figura 6), para *Gymnopogon doellii*. Concluimos que:

- A espécie não apresenta limitações no florescimento e produção de sementes. Em populações bem estabelecidas e preservadas, o recrutamento de plântulas não é limitado, graças a alto número de sementes produzidas e com alta viabilidade. A dormência de sementes não é um gargalo para o recrutamento de indivíduos, contudo, é uma limitação para maior produção de mudas. Isso é superado com o uso de tratamentos de temperatura alternada em câmaras de germinação e com uso de técnicas de micropropagação. Dessa forma, é possível a formação de coleções *ex situ*, com fornecimento contínuo de mudas. Assim serão facilitados os esforços de recomposição da espécie, para mitigar a supressão de indivíduos e exclusão de sítios adequados para o seu recrutamento, que é o maior gargalo para a espécie.

- Na supressão de vegetações pela agropecuária, mineração e especulação imobiliária, além da perda de populações, também é perdida áreas com alta adequabilidade de hábitat. Uma ação para mitigar e compensar estas ameaças a espécie, é através da prospecção de populações, em áreas projetadas pela Modelagem de Distribuição da Espécie (MDE), em áreas não protegidas, para direcionar estratégias de conservação para proteger estas populações encontradas. Se não for possível proteger a área em questão, o conhecimento da localização dessas populações, facilitará o resgate de indivíduos anterior à supressão. Sobretudo, se suprimida estas áreas, quando os indivíduos resgatados, ou mudas produzidas em viveiro deverão ser translocadas para áreas com alta adequabilidade de hábitat. A prospecção de populações dentro e fora de UCs é uma importante atividade guiada pelos resultados da MDE, para se encontrar mais populações, para coleta de propágulos com diversidade genética mais ampla.

- A espécie não apresenta gargalos quanto a quantidade de diversidade genética que possa inviabilizar as suas populações. Contudo, deve ser dada atenção para proteção, e se for o caso, a captura de maior diversidade genética para formação de coleções *ex situ*, abrangendo maior número possível de populações. A diversidade genética revelada para as populações analisadas neste trabalho, deve ser considerada em vista da condição de conservação da espécie em cada região. As populações de Rio Acima e Brasília, apresentam importante diversidade genética que deve ser testada no cruzamento com outras populações, a fim de aumentar o vigor híbrido e a viabilidade das mudas produzidas. O rastreamento da diversidade genética gerado por este trabalho, será importante para controlar a diversidade genética conservada, capturada e translocada *in situ*.

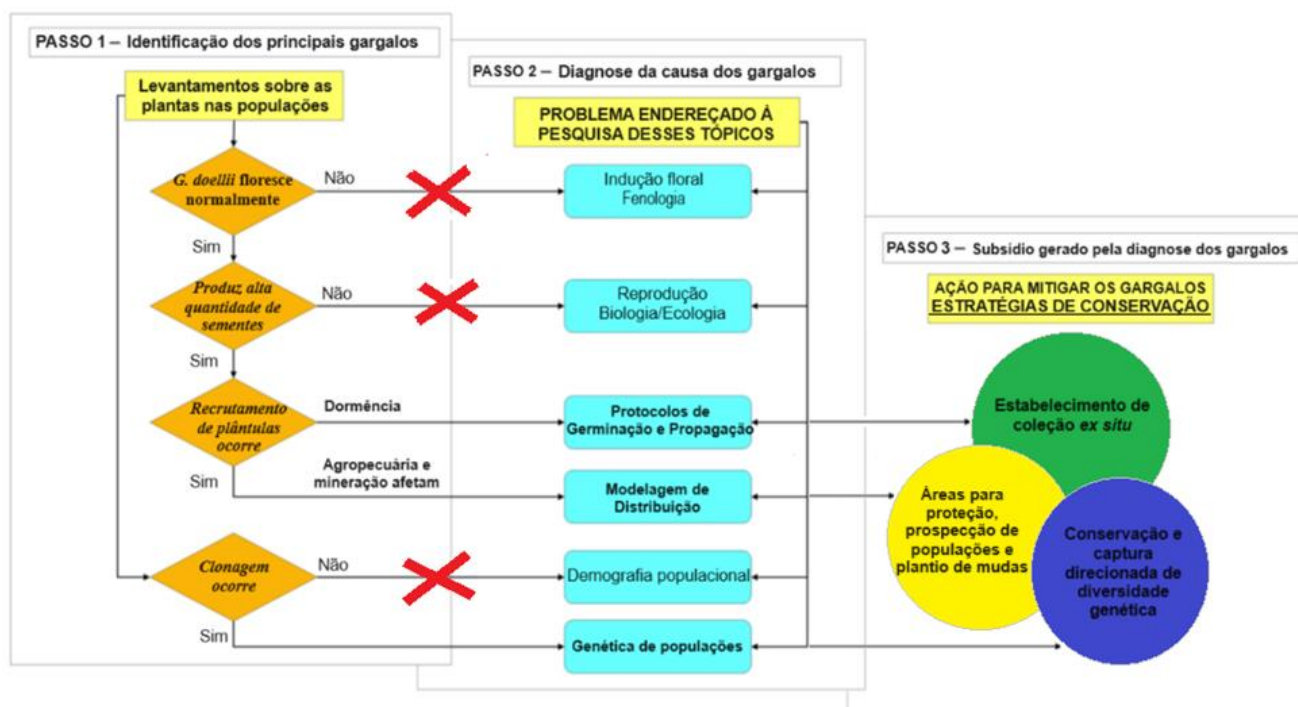


Figura 6 – Análise SHARP (*Systematic Hazard Analysis for Rare and Endangered Plants* – Análise Sistemática de Riscos para Plantas Raras e Ameaçadas). Adaptado de Aronne (2017) para a espécie categorizada como criticamente em perigo *Gymnopogon doellii*. Os X em vermelho representam que a pesquisa não seguiu este caminho, e não é necessária a referida investigação.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilidade dos Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) são importantes para a descoberta de populações desconhecidas de espécies de ocorrência rara, como *G. doellii*, especialmente quando apenas algumas ocorrências são conhecidas. Contudo, as projeções da MDE realizada no presente trabalho, precisam ser validadas *in situ*, com a prospecção de populações e maior registro de ocorrências. Esta foi uma das limitações deste trabalho, pois não foram registradas a maioria das populações encontradas. Mediante isso, é nosso objetivo de agora em diante, realizar essa atividade com frequência, como desdobramentos para maior validação dos resultados.

O registro de novas populações, será importante para a fiabilidade da avaliação regional e nacional do status de conservação de *G. doellii*. A atualização dos registros de ocorrência das espécies categorizadas como ameaçadas de extinção, é um método importante para a gestão da conservação da biodiversidade e, em muitos casos, uma prática relacionada com o direcionamento correto de esforços de conservação.

A baixa diferença genética entre populações, precisa ser verificada para um maior número de populações, buscando rastrear o máximo de diversidade genética diferente da encontrada. Isso aumentará as chances de captura de genes que possam ser adaptados a diferentes perturbações

ambientais e que possam aumentar a viabilidade da espécie, e assim conservar essa diversidade em a coleções *ex situ*, através da coleta de sementes.

Foi demonstrado neste trabalho, a utilidade do protocolo de germinação que deve ser usado como uma estratégia para multiplicação de material para conservação *ex situ* de *G. doellii*. Contudo, é necessário a consolidação de um banco de mudas permanente, junto a um fornecimento de mudas contínuo para translocações *in situ*. Contudo, neste trabalho não foram executados plantios experimentais, o que será importante para verificação da viabilidade das mudas produzidas para translocação *in situ*, com conseqüente geração de protocolo de reintrodução. Futuros trabalhos de plantio de *G. doellii* serão realizados na região da Serra da Moeda, pela Unidade de Pesquisa e Inovação em Campos Rupestres da Gerdau.

Sobretudo, esta Tese evidencia uma busca por Sustentabilidade Ambiental, e demonstra Responsabilidade Social, através de ações de mitigação e compensação de danos à biodiversidade, cientificamente subsidiadas, em meio a atividades de agropecuária, mineração e especulação imobiliária, que são importantes para sociedade.