A vibrant, stylized botanical illustration of Uebelmannia buiningii. The central focus is a large purple circular area containing a detailed view of the plant's intricate, yellow, star-shaped flower heads. Surrounding this central circle are various other parts of the plant, including a white line-art cactus-like structure in the top left, a yellow and orange flower head in the top right, a yellow and green leafy structure on the left, a blue and white flower head on the right, and a pink and white flower head in the bottom left. The background is black, making the colors stand out.

Plano de recuperação de
Recovery Plan for
Uebelmannia buiningii Donald

SUELMA RIBEIRO SILVA
WASHINGTON LUIS OLIVEIRA
MARCELO BRILHANTE DE MEDEIROS

Plano de recuperação de / Recovery Plan for
***Uebelmannia buiningii* Donald**

Brasília 2021

Suelma Ribeiro Silva, Washington Luis Oliveira & Marcelo Brilhante de Medeiros
Plano de Recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald | Recovery Plan for *Uebelmannia buiningii* Donald

Centro Nacional de Avaliação da Biodiversidade, Pesquisa e Conservação do Cerrado - CBC/ICMBio
National Center for Biodiversity Assessment and Cerrado Research and Conservation
Via Epia, BR 450, KM 8,5. Parque Nacional de Brasília. Brasília - DF. CEP- 70635-800
Email: cbc@icmbio.gov.br

Parque Estadual de Serra Negra - IEF | Serra Negra State Park
Rua Tiradentes, 308 - Centro - Itamarandiba -MG.
Email: parque.serranegra@meioambiente.mg.gov.br

Instituto Jurumi para Conservação da Natureza | Jurumi Institute for Nature Conservation
Email: contato@institutojurumi.org.br

Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia | Embrapa Genetic Resources and Biotechnology
Fone: +55 (61) 3448-4700

Coordenador do projeto | Project coordination: Suelma Ribeiro Silva
Projeto gráfico e ilustração | Graphic design and illustration: Daniela Brilhante

Este livro, ou parte dele, pode ser reproduzido sem fins comerciais e sem que seu conteúdo seja alterado, citando a autoria. Obra licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição - Não Comercial - Sem Derivações 4.0 Internacional.

This book, or any part thereof, may be reproduced without commercial purposes and without changing its content, citing authorship. Work licensed with a Creative Commons Attribution License - Noncommercial - No Derivatives 4.0 International.



Plano de recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald (Cactaceae): Suelma Ribeiro Silva [et. al]-Brasília: 1.ed. 2021. p.il.

ISBN

1. Restauração, 2. Conservação 3. Ecologia 4. Campos rupestres (MG). 5. *Uebelmannia*. Ribeiro Silva, Suelma. Washington Luis Oliveira. Marcelo Brilhante de Medeiros.

Recovery Plan for *Uebelmannia buiningii* Donald (Cactaceae) no Parque Estadual de Serra Negra e entorno: Suelma Ribeiro-Silva [et al.]-Brasília: 1.ed. 2021. p.il.

ISBN

1. Restoration, 2. Conservation 3. Ecology 4. Campos rupestres (MG). 5. *Uebelmannia*. Ribeiro Silva, Suelma. Oliveira, W. L. & Medeiros, M.B.

Esta publicação é dedicada aos filhos e netos de Itamarandiba e a todos aqueles que dedicam suas vidas a salvar espécies ameaçadas da extinção.

This publication is dedicated to the children and grandchildren of Itamarandiba and to all those who dedicate their lives to saving endangered species from extinction.

A conservação de uma espécie ameaçada de extinção muitas vezes parece uma luta inglória. Poucos são ainda os guerreiros dispostos a lutar na eterna batalha para conter o fluxo de destruição de espécies e seus habitats.

Este livro conta a história de uma luta para evitar a extinção de uma espécie e reflete a capacidade dos autores (e guerreiros) de perseguir os ideais e não sucumbirem diante das forças destrutivas que ameaçam a sobrevivência de uma espécie que se encontra sob o risco de desaparecer do planeta Terra. Uma batalha na qual a Ciência estima que, caso medidas enérgicas não forem adotadas, dois terços das plantas do mundo estarão extintas até o final deste século.

O Plano de Recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald, proposto pelos autores, representa um exemplo de que é possível realizar ações práticas para evitar a extinção de uma espécie. É, também, um exemplo de resistência à inércia que envolve a sociedade humana frente ao paradoxo do discurso e da prática. Desde a Conferência de Estocolmo em 1972, passando pela Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), realizada em 1992, e conhecida como Eco-92, o discurso demonstrava claramente que os recursos naturais e amostras representativas dos ecossistemas deveriam ser preservados para as presentes e futuras gerações e que o desenvolvimento econômico deveria ser planejado de modo a incluir a conservação da fauna e da flora selvagens e seus habitats. Preconizava, também, que a conservação não é o contrário do desenvolvimento, mostrando que conservar consiste tanto em proteger como em utilizar racionalmente os recursos naturais e que esta conservação é indispensável para que a sociedade humana possa viver com dignidade e garantir o bem-estar das gerações atuais e futuras, pondo um fim na destruição da capacidade da Terra para sustentar a vida. Apesar dos discursos, as consequências da dificuldade de colocar em ação a conservação da vida na Terra, após meio século de discussões, já começam a serem sentidas na prática.

Com informações atualizadas sobre a biologia, as interações ecológicas, sobre o habitat de *Uebelmannia buiningii* e, acrescidos de dados e informações consistentes sobre as ameaças incidentes, aos autores propõem estratégias e ações a serem desenvolvidas para evitar a extinção desta espécie, num esforço integrado com as comunidades locais e a sociedade em geral.

Por fim, muito honrado pelo convite de escrever este prefácio, ressalto que a essência do que este livro representa foi produzido pelos próprios autores no texto do primeiro parágrafo do capítulo Apresentação:

"Este livro conta a história de uma planta rara e aponta ações de como salvá-la da extinção para produzir benefícios significantes para a natureza e a humanidade. Representa também um ato de resistência de quem não se conforma com a extinção de espécies no planeta, onde projetam-se um milhão de plantas e animais em risco de desaparecerem no futuro próximo".

Que novos guerreiros se juntem a este desafio.

Gustavo Martinelli

The conservation of an endangered species often seems like a hopeless struggle. Few are the warriors willing to fight the eternal battle to contain the flow of destruction of species and their habitats.

This book tells the story of a struggle to prevent the extinction of a species and reflects the ability of authors (and warriors) to pursue ideals and not succumb to the destructive forces that threaten the survival of a species that is at risk of disappear from planet Earth. A battle in which Science estimates that, if energetic measures are not adopted, two thirds of the world's plants will be extinct by the end of this century.

The *Uebelmannia buiningii* Donald Recovery Plan, proposed by the authors, represents an example that it is possible to take practical actions to avoid the extinction of a species. It is also an example of resistance to the inertia that involves human society in the face of the paradox of discourse and practice. From the Stockholm Conference in 1972, until the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) held in 1992, and known as Eco-92, the speech clearly demonstrated that natural resources and representative samples of ecosystems should be preserved for present and future human generations and that economic development should be planned to include the conservation of wild fauna and flora and their habitats. It also advocated that conservation is not the opposite of development, showing that conservation consists both in protecting and rationally using natural resources and this conservation is essential for human society to live with dignity. Furthermore, this agenda will ensure the well-being of current and future generations, putting an end to the destruction of the Earth's ability to sustain life. Despite the speeches, the difficulties of putting into action the conservation of life on Earth, after half a century of discussions, are already beginning to be realized in practice.

With updated information on biology and ecological interactions on the habitat of *Uebelmannia buiningii*, in addition to consistent data and information on human threats, the authors propose strategies and actions to be developed to prevent the extinction of this species in an effort integrated with local communities and society.

Finally, I am very honored by the invitation to write this preface. I emphasize that the essence of what this book represents was produced by the authors themselves in the text of the first paragraph of the chapter Presentation:

"This book tells the story of a rare plant and points out actions on how to save it from extinction to produce significant benefits for nature and humanity. It also represents an act of resistance by those who do not accept the extinction of species on the planet, where a million plants and animals are projected at risk of disappearing in the near future".

May new warriors join this challenge.

Gustavo Martinelli

apresentação

Este livro conta a história de uma planta rara e aponta ações de como salvá-la da extinção para produzir benefícios significantes para a natureza e a humanidade. Representa também um ato de resistência de quem não se conforma com a extinção de espécies no planeta, onde projetam-se um milhão de plantas e animais em risco de desaparecerem no futuro próximo.

Uma das primeiras iniciativas de proteção de *Uebelmannia buiningii* Donald surgiu em 1997, quando no Plano de Ação de Cactáceas e Suculentas, elaborado pela International Union for Conservation of Nature - IUCN, foi proposta a criação de uma área protegida no município de Itamarandiba - MG como uma das prioridades. No ano seguinte, na montanha de Serra Negra foi criado o Parque Estadual de Serra Negra, incluindo porém, somente uma pequena parte da população da espécie. Esse Parque possui um pouco mais de 13.000 hectares e é constituído de elementos de transição ambiental entre florestas de Mata Atlântica e Cerrado, onde diferentes comunidades ecológicas interagem, servindo de habitats para muitas espécies. Dai a sua importância para a manutenção da biodiversidade.

No Brasil, os estudos direcionados para conservação de *U. buiningii* foram intensificados com a elaboração pelo ICMBio, em 2010, do Plano de Ação Nacional para Conservação das Cactáceas - PAN Cactáceas, o primeiro a ser feito para uma família botânica no país. Nesse plano foram apontadas ações e metas para vinte e oito espécies de cactáceas ameaçadas de extinção, entre elas *U. buiningii*, uma planta rara e considerada "Criticamente Em Perigo" dos campos rupestres do Vale do Jequitinhonha da Cadeia do Espinhaço de Minas Gerais-CEMG. Em consequência disso, foi criada também a Rede Nacional de Pesquisa e Conservação de Cactáceas - RedCactos (2010) para estimular a investigação no tema e unir as várias áreas de conhecimento em prol da conservação desse grupo de plantas. Estudos de ecologia de populações, genética de conservação e de biologia reprodutiva foram apontados como prioridades no PAN Cactáceas, as quais foram executadas por meio de projetos de pesquisa desenvolvidos ao longo dos anos, ampliando as parcerias e contribuindo para o avanço no conhecimento científico da espécie.

Perseguindo o propósito de salvar essa espécie da extinção, surgiu o projeto Ecologia e Recuperação de *U. buiningii* Donald (2019-2021), resultado de parcerias mais recentes, contribuindo para o conhecimento de sua história de vida, de suas interações ecológicas e das especificidades de seus habitats. Assim, neste projeto demos alguns passos à frente ao PAN

Cactáceas, fazendo perguntas, coletando e analisando dados que nos possibilitassem planejar a recuperação da espécie. Por isso procuramos saber, por exemplo, como os impactos antrópicos afetam a abundância da espécie e qual é o papel das plantas facilitadoras na sobrevivência dos indivíduos de *U. buiningii*. Buscamos entender também a funcionalidade da população de *U. buiningii* nos campos rupestres, um ecossistema fascinante e repleto de espécies raras e endêmicas.

Esses aspectos acima são abordados na **Parte I** deste livro, a qual conta a história natural da espécie, conectando-a às estratégias de proteção, recuperação e conservação. As ameaças à população de *U. buiningii* relatadas na **Parte II** são analisadas numa perspectiva histórica fortemente relacionada à exploração dos recursos naturais no território da CEMG, trazendo mudanças na estrutura da paisagem, nos ecossistemas e no estado de conservação da biodiversidade local. A leitora e o leitor irão conhecer sobre as outras ameaças específicas que comprometem a manutenção da espécie na natureza, mas sobretudo perceberão que há alternativas para se reverter esse cenário.

O conhecimento acumulado sobre a espécie abordado nas **Partes I e II** é traduzido em diretrizes e estratégias para a recuperação e conservação de *U. buiningii* apontadas na **Parte III**. Essas, além de buscarem evitar a sua extinção, propõem testar e avaliar o sucesso de sua restauração e conservação, considerando a sua viabilidade populacional e sua funcionalidade. Assim, para colocar a “mão na massa” iremos nos apropriar de técnicas de recuperação, como o adensamento e a reintrodução de propágulos para aumentar o tamanho da população e manter a sua viabilidade.

Finalmente, na **Parte IV** comentamos que as diretrizes e estratégias apontadas neste livro buscam gerar benefícios socio-econômicos para a região e a melhoria da qualidade ambiental das paisagens fragmentadas. Para isso, é necessário reconstruir as bases de desenvolvimento local, as quais deixaram em seu rastro o risco de desaparecimento de espécies e o comprometimento da qualidade de vida da população local. Informamos também como este plano se relaciona com as estratégias de conservação locais.

Entendo que o cenário que você, leitora e leitor, irá conhecer ao “caminhar” pelas páginas deste livro, provavelmente o levará ao entendimento do enorme desafio a ser enfrentado para conservação dessa planta. Por isso, considero essa publicação como um chamamento à sociedade, especialmente às jovens e aos jovens de Itamarandiba, para associarem-se a essa tarefa, assumindo parte da responsabilidade de salvar essa planta da extinção.

Suelma Ribeiro Silva
Ecóloga e ambientalista

This book tells the story of a rare plant and points to decisive actions required to save it from extinction. It also represents an act of resistance by those who do not accept the proposition of species extinction on a planet where a million plants and animals are projected to be at risk of disappearing in the near future.

One of the first initiatives to protect *Uebelmannia buiningii* Donald came in 1997. The Cactaceae and Succulents Action Plan, prepared by the International Union for Conservation of Nature (IUCN), proposed the creation of a protected area in the municipality of Itamarandiba, Mato Grosso, Brazil, as one of the priorities. The following year, Serra Negra State Park was created in the Serra Negra Mountains, including, however, only a small part of the species' population. This park has a little over 13,000 hectares and is made up of elements of environmental transition between the Atlantic Forest and Cerrado forests. Since different ecological communities interact in this region that serves as habitat for many species, it is an important area for the maintenance of biodiversity.

In Brazil, studies aimed at the conservation of *U. buiningii* were intensified with the elaboration by ICMBio, in 2010, of the National Action Plan for the Conservation of Cactaceae (PAN Cactaceae), the first to be carried out for a botanical family in the country. This plan identified actions and targets for twenty-eight endangered cactus species, including *U. buiningii*, a rare plant considered “Critically Endangered” from the rocky fields of the Jequitinhonha Valley of the Espinhaço Range of Minas Gerais (CEMG). As a result, the National Network for Research and Conservation of Cactaceae (RedCactos) (2010) was also created to stimulate research on the subject and unite the various areas of knowledge in favor of the conservation of this group of plants. Population ecology, conservation genetics and reproductive biology studies were identified as priorities for PAN Cactaceae, and these studies were carried out through research projects developed over the years, expanding partnerships and contributing to the advancement of scientific knowledge of the species.

Pursuing the purpose of saving this species from extinction, the Ecology and Recovery of *U. buiningii* Donald (2019-2021) project emerged, as the result of more recent partnerships, contributing to the knowledge of its life history, ecological interactions and specificities of its habitats. Thus, in this project, we extended the work of PAN Cactaceae, asking questions, as well

as collecting and analyzing data, that would allow us to plan for the recovery of this species. Thus, for example, we sought to understand how anthropogenic impacts affect the abundance of the species and how to facilitate the survival of individuals of *U. buiningii*. We also sought to understand the functionality of the population of *U. buiningii* in rupestrian fields, a fascinating ecosystem full of rare and endemic species.

These aspects are addressed in **Part I** of this book, which tells the natural history of the species, connecting it to present-day protection, recovery and conservation strategies. Threats to the *U. buiningii* population reported in **Part II** are analyzed from a historical perspective strongly related to the exploitation of natural resources in the CEMG territory, bringing changes in the structure of the landscape, ecosystems and the conservation status of local biodiversity. Readers will learn about other specific threats that compromise the maintenance of the species in nature, but above all, they will come to understand how this trend can be reversed.

The accumulated knowledge about the species detailed in **Parts I** and **II** is translated into guidelines and strategies for the recovery and conservation of *U. buiningii* outlined in **Part III**. In addition to seeking to avoid its extinction, these proposals will test and evaluate the success of its restoration and conservation, considering its population viability and functionality. Thus, our “hands on” approach will describe the best recovery techniques, such as densification and reintroduction of propagules, to increase population size and maintain species viability.

Finally, in **Part IV**, we comment on how the guidelines and strategies outlined in this book can produce socioeconomic benefits for the region and improve the environmental quality of fragmented landscapes. This involves rebuilding the bases for local development necessary to conserve this species without compromising the quality of life for the local population. We will also explain how our planning relates to local conservation strategies.

Finally, consider this a call to the young people of Itamarandiba to join in this task and assume individual responsibility in saving this and other plants from extinction.

Suelma Ribeiro Silva

Ecologist and Environmentalist

agradecimentos

Durante a construção do PAN Cactaceas, em 2010, foi realizado o Seminário: “Estratégias para conservação de cactáceas no Brasil” com o objetivo de subsidiar a definição de ações e metas para a conservação dos cactos ameaçados no Brasil. Naquela oportunidade, a professora Lidyanne Saleme Aona e o professor Evandro Marsola de Moraes, da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB e Universidade Federal de São Carlos - UFSCar respectivamente, apresentaram uma proposta de pesquisa para conservação das espécies de *Uebelmannia*.

Por isso somos agradecidos à professora Lidyanne e a seu aluno de mestrado Veber Teixeira, por nos ajudarem a entender o sistema reprodutivo de *U. buiningii*. Somos gratos também ao Evandro e a suas alunas e alunos por nos fornecerem uma melhor compreensão sobre a diversidade genética de *Uebelmannia* nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço de Minas Gerais.

Pelos primeiros apoios financeiros concedidos ao projeto, agradecemos ao CBC/ICMBio por meio do Projeto Nacional de Ações Integradas Público-Privadas para a Biodiversidade - PROBIO II (2012, 2014 até o presente), especialmente pelo esforços da analista ambiental Fátima Oliveira, uma entusiasta de planos de ação para conservação de espécies.

Pela ajuda nas primeiras expedições de campo, agradecemos ao Felipe Oliveira, biólogo autônomo.

Ao Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos - CEPF e ao Instituto Internacional de Educação do Brasil - IEB que forneceram, por meio de divulgação de edital, apoio a essa proposta inicial de se fazer o primeiro plano de recuperação de uma planta ameaçada de extinção no Brasil.

Ao Instituto Jurumi para a conservação da natureza pela importante função de viabilizar a execução do projeto Ecologia e Recuperação de *U. buiningii* Donald.

Somos gratos às instituições (IEF e ao ICMBio) que possibilitaram o nosso acesso aos habitats de *U. buiningii*, com a autorização de pesquisas na área.

Agradecemos à equipe do Parque Estadual de Serra Negra - PESN pelo apoio em todas as etapas de trabalho na região, especialmente ao Wanderlei Lopes, Vanessa Souza, Eliseu, Genésio, Márcio e Sebastião Ferreira.

Somos gratos à mestranda Hellen Rocha Manête e ao botânico Maycon Werllen dos Santos Sousa pelo auxílio prestado às atividades de campo.

Agradecemos também a todas e todos os participantes do Seminário: Recuperação de Plantas ameaçadas de extinção, realizado em fevereiro de 2021, por contribuírem gentilmente com sugestões para conservação de *U.buiningii* que posteriormente foram incorporadas a este livro, em especial aos especialistas: Daniela Zaapi, Evandro Marsola, Helder Consolaro, Lidyanne Aona e Ximena Buitrón.

acknowledgment

During the construction of PAN Cactaceas in 2010, a seminar entitled “Strategies for the Conservation of Cacti in Brazil” was held with the objective of supporting the definition of actions and goals for the conservation of threatened cacti in Brazil. On that occasion, Professor Lidyanne Saleme Aona and Professor Evandro Marsola de Moraes, Federal University of Recôncavo da Bahia (UFRB) and Federal University of São Carlos (UFSCar), respectively, presented a research proposal for the conservation of *Uebelmannia* species.

For this reason, we are grateful to Professor Lidyanne and her graduate student, Veber Teixeira, for helping us understand the reproductive system of *U. buiningii*. We are also grateful to Evandro and his female students for providing us with a better understanding of the genetic diversity of *Uebelmannia* in the rocky fields of the Espinhaço Range of Minas Gerais.

For the first financial support granted to the project, we thank CBC/ICMBio through the National Project for Integrated Public-Private Actions for Biodiversity (PROBIO II) (2012, 2014 to date), especially for the efforts of environmental analyst Fátima Oliveira for suggesting action plans for species conservation.

For his help in the first field expeditions, we thank Felipe Oliveira, an independent biologist. We also thank the Partnership Fund for Critical Ecosystems (CEPF) and the International Education Institute of Brazil (IEB) for supporting this initial proposed recovery plan for a plant threatened with extinction in Brazil through the publication of a notice. We thank the Jurumi Institute for Nature Conservation for its important role in enabling the execution of the *U. buiningii* Donald Ecology and Recovery Project, IEF and ICMBio that made our access to *U. buiningii* habitats possible, the Serra Negra State Park (PESN) team for their support in all stages of work in the region, especially Wanderlei Lopes, Vanessa Souza, Eliseu Alves, Genésio, Márcio Emanuel and Sebastião Ferreira.

We are grateful to Master’s student Hellen Rocha Manête and botanist Maycon Werllen dos Santos Sousa for their assistance in the field activities, as well as all participants in the Recovery of Endangered Plants seminar held in February 2021 for kindly contributing suggestions for the conservation of *U. buiningii* that were later incorporated into this book, especially the experts: Daniela Zaapi, Evandro Marsola, Helder Consolaro, Lidyanne Aona and Ximena Buitrón.

ÍNDICE | TABLE OF CONTENTS

05	Prefácio Preface	
09	Apresentação Presentation	
13	Agradecimentos Acknowledgment	
21	Parte I - História Natural de <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald	
21	1.1. Taxonomia e descrição	
22	1.2. Distribuição e habitat	
23	1.2.1. Comunidades vegetais associadas aos habitats de <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald	
28	1.3. Biologia e Ecologia	
28	1.3.1. Sistema reprodutivo, polinização, floração, germinação e produção de sementes	
29	1.3.2. Genética de conservação	
29	1.3.3. Conservação ex situ	
30	1.3.4. Demografia de <i>U. buiningii</i> Donald	
35	1.3.5. Principais processos e interações	
39	Part I - Natural History of <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald	
39	1.1. Taxonomy and description	
40	1.2. Distribution and habitat	
41	1.2.1. Plant communities associated with <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald habitats	
45	1.3. Biology and Ecology	
45	1.3.1. Reproductive system, pollination, flowering, germination and seed production	
46	1.3.2. Conservation genetics	
47	1.3.3. Ex situ conservation	
47	1.3.4. Demography of <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald	
52	1.3.5. Main Processes and Interactions within <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald habitats	
57	Figuras Figures	
93	Parte II - Ameaças à <i>U. buiningii</i> Donald e a seus habitats	
93	2.1. Introdução	103
93	2.2. Perda de habitat and fragmentação	103
95	2.3. Exploração comercial	104
96	2.4. Invasão por <i>Melinus minutiflora</i> P. Beauv (Capim-meloso)	106
96	2.5. Introdução de animais para pastagem	107
98	2.6. Fogo	107
99	2.7. Hibridação	108
99	2.8. Mudanças do Clima	109
		113
	Figuras Figures	
117	Parte III - Estratégias e Ações de Recuperação de <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald e de seus habitats	
117	3.1. Introdução	
118	3.2. Estado de Conservação de <i>Uebelmannia buiningii</i>	
118	3.2.1. Critérios da Lista Vermelha da IUCN versão 3.1	
118	3.3. Objetivos de recuperação, critérios de desempenho e ações de recuperação	
118	3.3.1. Objetivo Geral	
118	3.3.2. Objetivos específicos de recuperação e critérios de desempenho de <i>Uebelmannia buiningii</i>	
118	3.3.3. Descrição das técnicas de recuperação de populações de plantas ameaçadas	
119	3.4. Metodologia do Plano	
119	3.5. Estratégias e Ações de recuperação	
124	3.6. Indicadores qualitativos e quantitativos	
129	Part III - Strategies and Actions for the Recovery Plan of <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald and its habitats	
129	3.1. Introduction	
130	3.2. Status de Conservação de <i>U. buiningii</i>	
130	3.2.1. IUCN Red List Criteria Version 3.1	
130	3.3. Recovery Objectives, Performance Criteria, and Recovery Actions	
130	3.3.1. Geral Objectives	
130	3.3.2. Specific recovery objectives and performance criteria for <i>Uebelmannia buiningii</i>	
130	3.3.3. Description of techniques for recovery of threatened plant populations	
131	3.4. Plan Methodology	
131	3.5. Recovery Strategies and Actions	
136	3.6. Qualitative and quantitative indicators	
139	Figuras Figures	
149	Parte IV - Monitoramento e Implementação do Plano de Recuperação de <i>U. buiningii</i> Donald	
149	4.1. Introdução	
150	4.2. Duração e custo do plano	
150	4.3. Impacto sócio-econômico	
150	4.4. Benefícios para outras espécies e comunidades vegetais	

151	4.5. Contribuição para a implementação do PAT Espinhaço Mineiro
151	4.6. Contribuição para a elaboração da Lista Verde de Espécies da IUCN
151	4.7. Equipe para trabalhar na Recuperação de <i>U. buiningii</i> Donald
152	4.8. Monitoramento em longo prazo
155	Part IV - Monitoring and Implementation of the <i>U. buiningii</i> Donald Recovery Plan
155	4.1. Introduction
155	4.2. Duration and cost of the plan
156	4.3. Socioeconomic impact
156	4.4. Benefits for other plant species and communities
156	4.5. Contribution to the implementation of the Espinhaço Mineiro PAT
157	4.6. Contribution to the preparation of the IUCN Green List of Species
157	4.7. Team to work on <i>Uebelmannia buiningii</i> Donald Recovery
157	4.8. Long-term monitoring
160	Figuras Figures
162	Abreviações usadas nesta publicação Abbreviations used in this publication
163	Glossário Glossary
167	Referências References
177	Créditos das imagens Photo credits
178	Sobre a autora e os autores About the author and authors
182	Anexos Annexes
190	Sumário Sumary

PARTE I

Historia natural de ***Uebelmannia buiningii* Donald**

1.1. TAXONOMIA E DESCRIÇÃO

A família Cactaceae abrange mais de 1.450 espécies, incluídas em ca.127 gêneros (Barthlott & Hunt, 1993; Hunt et al., 2006). Há evidências de que a família tenha se originado no norte da América do Sul, tendo a região desértica do México como o principal centro de diversidade, seguida por dois regionais, os Andes, no sul da Bolívia, e o leste do Brasil (Gibson & Nobel, 1986; Nyffeler, 2002). A presença de pequenos brotos modificados em aréolas, um meristema apical do caule organizado em quatro zonas, presentes em quase todos os cactos, e ovários inferiores cobertos por brácteas ou aréolas (Gibson & Nobel, 1986; Nyffeler, 2002) são características morfológicas que identificam os membros dessa família. Estudos filogenéticos moleculares com base em diferentes locus indicam a monofilia da família (veja Cuénoud et al., 2002; Nyffeler, 2002).

O gênero *Uebelmannia* Buining ocupa uma posição basal dentro do clado BCT (Figura 1), que reúne a maior parte da diversidade de cactáceas da América do Sul (Hernández et al., 2011), tornando esse táxon bastante importante para conservação. *Uebelmannia* compreende três espécies microendêmicas: *U. buiningii* Donald, *U. gummifera* (Backeberg) Buining (com duas subespécies *U. gummifera* subsp. *gummifera* e *U. gummifera* subsp. *mininensis*) e *U. pectinifera* Buining (incluindo as subespécies *U. pectinifera* subsp. *flavispina* Buining & Brederoo, *U. pectinifera* subsp. *horrida* e *U. pectinifera* subsp. *pectinifera* (Figura 2). *Uebelmannia* destaca-se por sua superfície de caule resistente, acidentada e pela presença de cavidades de mucilagem que são parcialmente unidas para formar dutos (Nyffeler, 2002; Taylor & Zappi, 2004). Esses representantes possuem um caule globoso ou colunar curto (5-100 cm de comprimento). As costelas são distintas e com aréolas muito próximas, ou subdivididas em tubérculos com aréolas apicais, epiderme brilhante a acinzentada-esverdeada. As aréolas são dotadas de um a vários espinhos centrais, fosco-dourados a acinzentados, radiais frequentemente ausentes. Os botões florais são cobertos por tricomas, as flores são diurnas, amarelas a esverdeadas, pericarpelo distinto, corneto a ovóide, tubo curto, rotativo, com escamas, tricomas e cerdas ocasionais. Frutos turbinados, amarelados, vermelhos, com poucas sementes minúsculas, marrons a enegrecidas, região hilo-micropilar profunda, células planas ou convexas, dobras cuticulares ausentes (Zappi & Taylor, 2020). *Uebelmannia buiningii* é a menor das três espécies, medindo até 10 cm de altura

e diferencia-se por ter menos de 5 costelas (Zappi & Taylor, 2020) e, cada fruto, com cerca de 30 sementes minúsculas.

1.2. DISTRIBUIÇÃO E HABITAT

A área de distribuição de *U. buiningii* é um exemplo do que nós, ecólogos, chamamos de endemismo, quando a distribuição de um táxon está restrita a uma determinada localidade. *Uebelmannia buiningii* é também um exemplo de uma espécie endêmica fortemente sensível à destruição de seus habitats, doenças, competição e mudanças do clima (Malcolm et al., 2006).

Algumas regiões no Brasil sustentam maior grau de endemismo que outras, e aquela coberta pelos campos rupestres das montanhas da Cadeia do Espinhaço de Minas Gerais - CEMG é uma dessas áreas (Giulietti et al., 1997; Echternacht et al., 2011; Fernandes, 2016; Silveira et al., 2016; Chaves et al., 2019a). A alta heterogeneidade ambiental da CEMG é um fator importante que pode explicar a existência de espécies restritas ao ecossistema de campos rupestres (Conceição & Giulietti, 2002; Conceição & Pirani, 2007; Chaves et al., 2019b), tornando-o prioritário para a conservação da flora (Monteiro et al., 2018).

Uebelmannia buiningii é encontrada especificamente em cinco habitats de campos rupestres classificados como Refúgio Montano (IBGE, 2012), situados numa área de transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica, distantes a quatro km um do outro, e localizados no Parque Estadual da Serra Negra - PESN e, em seu entorno, no município de Itamarandiba (Figura 3). Essa unidade de conservação ocupa uma área de 13.654,31 hectares (IEF, 2020) na porção Meridional da CEMG. A altitude no PESN varia de 855 m, no curso do rio Itamarandiba, a 1658 m no pico mais alto na porção leste do parque. *Uebelmannia buiningii* ocupa uma faixa de altitude entre 1.050 e 1350 m na encosta intermediária da serra, a oeste desta unidade de conservação, nas vertentes voltadas para região mais seca e quente do Cerrado.

O clima da região é do tipo CWA de Köppen, subtropical com sazonalidade bem marcada, com duas estações definidas: a seca (maio a setembro) e a chuvosa (outubro a abril). As temperaturas oscilam entre 15 e 28°C (INMET, 2019). Nas áreas de maior altitude, a temperatura é menor, comparada com áreas mais planas de vegetação savânica, além da maior incidência de ventos (Figura 4). As massas de ar do Atlântico influenciam a precipitação, resultando em menor sazonalidade na porção voltada para Mata Atlântica, comparada com a porção do bioma Cerrado (Figura 5).

Os registros históricos, ao longo de seis décadas em Diamantina-MG indicam alterações no balanço hídrico. Nos meses de reposição hídrica (novembro e dezembro) houve maior excedente hídrico para o período de 1931-1960, com abrupta diminuição no período de 1961-1990

(Figura 6). Possivelmente, o município de Itamarandiba - MG também sofreu alterações em seu balanço hídrico nesse mesmo período, durante a expansão das florestas plantadas de eucalipto (*Eucalyptus* sp). A qualidade da água no Rio Itamarandiba foi classificada como "ruim" em análises feitas em diferentes pontos da bacia do Jequitinhonha (IGAM, 2013) (Figura 7), o que pode ser uma consequência das mudanças no uso da terra, provocadas pela alta densidade de florestas de eucalipto e pastagens em condições precárias e desmatamento intensificado nas últimas duas décadas (Figura 8). As áreas de ocorrência de *U. buiningii* estão localizadas nas microbacias do córrego do Buracão e córrego Tromba d'Anta (Figura 9). Outras nascentes são originadas nas serras do PESN e contribuem para a formação do rio Itamarandiba e Araçuaí, tributários do rio Jequitinhonha.

Os solos consistem principalmente de Latossolos Vermelhos Distróficos, com componente secundário de Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos (Figura 10). As populações de *U. buiningii* ocorrem em áreas de Neossolos Litólicos Distróficos em afloramentos de quartzitos. As áreas são caracterizadas por afloramentos rochosos com solo de cascalho quartzo, de pH ácido e pobre em nutrientes.

1.2.1. Comunidades vegetais associadas aos habitats de *U. buiningii*

Em 2019, a comunidade vegetal foi caracterizada nos cinco habitats de *U. buiningii*, denominados de Geraldo Arthur-GA, Geralda Batista-GB, Tilau-T, Ribeirão de Areia-RA e Mata Virgem-MV. A metodologia envolveu o estabelecimento de 28 transectos, cada um com 10 parcelas, resultando 280 unidades amostrais de 50 m², totalizando 1,4 ha amostrados. Os transectos foram alocados seguindo a curva de nível do terreno, com intuito de minimizar as variações ambientais em cada conjunto de parcelas (transecto), usando uma trena e um clinômetro (Suunto PM-5/360PC). A cobertura por espécies foi avaliada em 10 subparcelas nas transecções alocadas nos sítios de amostragem pelo método do ponto intercepto (Brower et al., 1990) com observações sistemáticas em pontos a cada 50 cm (Figura 11).

Para cada espécie amostrada foi recolhido material botânico, prensado e incorporado ao herbário (CEN) da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. A coleta de material botânico foi autorizada pelo órgão competente - IEF/MG (N.052/2019), e ICMBio (N.67909-2/2019). A identificação taxonômica do material botânico foi feita mediante comparação com o material de herbário e por consulta à especialistas. A ocorrência geográfica de todas as espécies seguiu a Flora do Brasil (Flora do Brasil, 2020).

Realizamos análise de dissimilaridade para os dados de cobertura e florística, seguida por agrupamento de *cluster* e gradientes principais (ordenação). Calculamos as matrizes de cobertura e ocorrência das espécies nas transecções de amostragem. Primeiro foi realizada análise de

cluster UPGMA, método de agrupamento aglomerativo e hierárquico (Borcard et al., 2011). Para isso calculamos a distância florística entre pares de unidade amostrais, baseado no índice de similaridade de Sorensen (dados de presença/ausência) e Bray-Curtis (dados de cobertura), utilizando funções nativas do ambiente estatístico R (R Development Core Team, 2019).

Para examinar os principais gradientes florísticos entre as transecções e os sítios amostrados, nós realizamos análise de ordenação usando escalonamento não métrico multidimensional (NMDS) (Legendre and Legendre 2012), usando o pacote 'vegan' (Oksanen et al., 2013), no ambiente estatístico R (R Development Core Team, 2019).

A riqueza de espécies foi estimada para cada localidade e para os dados agrupados usando técnicas combinadas de rarefação e extrapolação (Gotelli & Colwell, 2011). Nesse sentido, a curva do número de espécie, em função do número de indivíduos amostrados, foi feita usando perfis de diversidade, com auxílio do pacote 'iNEXT' (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2016). O intervalo de confiança de 95% foi obtido a partir de 1000 interações de *bootstrap* (Chao et al., 2014; Manly, 2007)

A biodiversidade da região é refletida em parte na estrutura da comunidade vegetal dos cinco habitats de *U. buiningii*, onde a cobertura de espécies vegetais e a composição do substrato diferem entre as localidades, indicando uma heterogeneidade ambiental. Os cinco grupos equivalentes às localidades amostradas são formados com 67% de dissimilaridade na composição florística entre as transecções (Figura 12). Observa-se que duas transecções amostradas na área GA foram agrupadas junto com as unidades amostrais do grupo formado pela área de Mata Virgem. Os refúgios montanos apresentam dissimilaridades marcantes entre a cobertura relativa por formas de vida, cobertura e ocorrência de espécies, formando grupos florísticos distintos, indicando gradientes de vegetação entre os locais avaliados (Figura 13). As métricas de formas de vida (Figura 13a) e de cobertura relativa (Figura 13b) acomodaram melhor a variação dentro dos grupos, ressaltando-a entre os grupos e definindo melhor a separação entre eles. A representação dos grupos a partir da ocorrência de espécies apresentou maior variação dentro e entre grupos (Figura 13c). Considerando a mesma análise, separando as transecções em subparcelas, a variação dentro e fora dos grupos aumenta ainda mais (Figura 14).

Os dados preliminares indicam a ocorrência de 75 espécies distribuídas em 43 gêneros e 24 famílias, representando 52,1% da cobertura total avaliada nas transecções. A cobertura relativa de espécies de hábito predominantemente herbáceo foi de 22,75%, subarbustos 13,5%, arbóreo 9%, arbustivo 9%, suculentas 2,3% e palmeiras 0,11%. Permaneceram como morfotipos 18 espécies, cujos indivíduos ocuparam juntos 3,6% da cobertura total avaliada. A cobertura total de solo exposto foi de 30%, a floramento de quartzito 17,1%, cupinzeiro 0,5% e fezes de gado 0,2%. (Ribeiro-Silva et al., manuscrito em preparação)

Os táxons *Vellozia* sp. (Velloziaceae), *Encholirium subsecundum* (Baker) Mez (Bromeliaceae), *Eremanthus incanus* (Less.) Less. (Asteraceae), *Paspalum scalare* Trin (Poaceae), *Stillingia saxatilis* Müll.Arg. (Euphorbiaceae), *Barbacenia* sp., *Diplusodon minasensis* Lourteig (Lythraceae) e *Melinis minutiflora* são as espécies de maior cobertura relativa e maior variância (Ribeiro-Silva et al., manuscrito em preparação).

Em síntese, esses resultados corroboram com os estudos que indicam que o mosaico vegetacional dos campos rupestres da CEMG é influenciado pela presença de um conjunto de comunidades predominantemente herbáceo-arbustivas (Figura 15), variando em função do tipo de substrato, relevo, microclima e profundidade do solo (Giulietti et al., 1997; Conceição & Giulietti, 2002; Conceição & Pirani, 2007; Medina & Fernandes, 2007; Negreiros et al., 2014; Conceição et al., 2016; Schaefer et al., 2016). Nos habitats de *U. buiningii* predominam as famílias mais ricas de espécies dos campos rupestres, Velloziaceae, Bromeliaceae, Asteraceae e Poaceae (Silveira et al., 2011).

A riqueza de espécies nos refúgios montanos foi variável, destacando-se a localidade GA como o sítio de maior riqueza, estimada em 42 a 55 espécies (Figura 16). O sítio com a maior cobertura de solo exposto, GB, apresentou 22 a 35 espécies. A riqueza estimada no sítio com a maior declividade e dentro do PESN foi de 17 a 26 espécies. O sítio com a maior cobertura de rochas apresentou a menor riqueza de espécies vegetais, estimada entre 8 a 19 espécies. A riqueza da comunidade vegetal estimada no sítio com maior abundância de *Uebelmannia buiningii* (MV) foi de 25 a 33 espécies (Figura 16). A riqueza total estimada nos campos rupestres dos refúgios montanos avaliados foi de 74 a 91 espécies (Figura 17).

Nessa comunidade vegetal, observa-se um padrão de distribuição de *U. buiningii* onde os indivíduos crescem e desenvolvem-se sob rochas e alguns arbustos (veja mais detalhes no item 1.4.5 deste livro). Em ambientes estressantes, como os dos campos rupestres, essa interação ecológica denominada de facilitação teria como função "proteger" os indivíduos, fornecendo um microclima mais ameno, especialmente para os mais jovens, contra a alta radiação solar, regulando a temperatura e a umidade, atraindo polinizadores e criando microambientes apropriados para a germinação de sementes (Godínez-Álvares et al., 2003; Cares et al., 2013).

Além de *U. buiningii*, outras espécies ameaçadas vivem nesses habitats, como *Cipocereus crassisepalus* (Buining & Brederoo) Zappi & N.P.Taylor (Em Perigo), *Cuphea adenophylla* T.B.Cavalc (Criticamente Em Perigo), *Diplusodon minasensis* Lourteig (Em Perigo) e *Uebelmannia gummifera* (Backeb. & Voll) Buining (Vulnerável) e estão relacionadas na lista de espécies da Flora brasileira ameaçada de extinção (Martinelli & Moraes, 2013; MMA, 2014). *Chamaecrista rotundata* var. *interstes*, *Comanthera suberosa* (Giul.) L.R. Parra & Giul, *Encholirium subsecundum*, *Isabelia violacea* (Lindl.) van den Berg & M.W.Chase, *Kielmeyera regalis* Saddi (Calophyllaceae),

Pilosocereus aurisetus (Werderm.) Byles & G.D.Rowley subsp. *aurisetus* e *Stillingia saxatilis* (Euphorbiaceae) são endêmicas do Brasil e consideradas restritas ao Estado de Minas Gerais (Flora do Brasil, 2021).

Descrição dos habitats de *U. buiningii*

Geraldo Arthur (GA) - É uma área particular situada fora do PESN, com a paisagem natural convertida para plantios de eucalipto e formação de pastagens (Figura 18a). O relevo é acidentado na encosta média na mancha de Neossolos Quartzarênicos com matações de quartzito. Os solos são rasos, com horizonte A formado por frações superficiais de areia, grãos e cascalhos de quartzo branco leitoso, seguido por fina camada de solo escuro húmico. O percentual de solo desnudo é alto, sem evidência de erosão. A vegetação de campo rupestre é circundada pelo Cerrado *sensu lato* nas áreas onde o relevo do terreno é mais suave e o teor de areia do solo diminui abruptamente, formando um pequeno gradiente até o Latossolo Amarelo, que é predominante na paisagem. O estrato arbóreo é esparso e formado por *Eremanthus incanus* e *Pseudobombax* sp.. O estrato arbustivo é formado por *Vellozia* sp. e por *Pilosocereus aurisetus* (Werderm.) Byles & G.D.Rowley subsp. *aurisetus*. As bromélias terrestres (*Encholirium* sp.) não são abundantes e ocorrem em agrupamentos de manchas esparsas. Há presença da espécie exótica *M. minutiflora*. O gado é criado em regime extensivo e usa as áreas nativas remanescentes para forragear. Evidências de ocorrência de fogo foram observadas pelas cicatrizes deixadas nos troncos de árvores e arbustos (Suelma Ribeiro, observação pessoal).

Geralda Batista (GB) - O relevo é acidentado na encosta média, sob uma pequena mancha de Neossolos Quartzarênicos, afloramentos de rocha e matações de quartzito abundantes (Figura 18b). Esta localidade apresentou maior proporção de solo exposto, comparada às demais áreas. Os solos são rasos e bem drenados, com horizonte A formado por frações superficiais de areia e cascalhos de quartzo branco leitoso. O horizonte húmico da camada abaixo também é menos pronunciado comparado às outras áreas. A vegetação de campos rupestres é circundada por outras fitofisionomias de cerrado nas áreas mais altas do terreno. No estrato herbáceo-arbustivo destaca-se a ocorrência de uma espécie de orquídea terrícola (*Cyrtopodium* sp.) e uma canela-de-ema de 20 cm de altura (*Vellozia* sp.). O estrato arbóreo é esparso, com ocorrência mais frequente de *Wunderlichia mirabilis* Riedel ex Baker (Asteraceae). As bromélias (*Encholirium* sp.) praticamente não ocorreram nesta localidade onde *U. buiningii* está fortemente associada com os afloramentos rochosos.

Tilau (T) - Situada dentro dos limites do PESN (Figura 18c), a paisagem circundante é formada por fisionomias florestais, incluindo Floresta Estacional Semidecidual Montana, com destaque

para a alta abundância de indivíduos da palmeira indaiá (*Attalea* sp.). Observa-se na paisagem múltiplos usos da terra como pastos, agricultura de subsistência e plantios de eucalipto. O relevo é acidentado com forte inclinação na encosta média e inferior, próximo ao limite de uma mata de galeria estreita e encaixada. Os solos são bem drenados, com horizonte superficial formado por areia e cascalho de quartzo, branco leitoso, seguido por horizonte húmico. A vegetação arbórea é representada por muitos indivíduos de *Wunderlichia mirabilis* e *Pseudobombax* sp., enquanto no estrato arbustivo há predomínio de *Vellozia* sp. Há presença de *Melinis minutiflora* e evidências de presença de gado, como trilhas e pastagens abandonadas nas imediações do habitat de ocorrência de *U. buiningii*.

Ribeirão de Areia (RA) - É uma área particular também conhecida por Serra do Quiabo (Figura 18d), situada fora do PESN. Apresenta a maior cobertura rochosa, com relevo ondulado na encosta inferior e próximo à baixada, com poucos locais de formação e acumulação de Neossolos Quartzarênicos superficiais. A vegetação de campos rupestres é caracterizada por árvores esparsas (*Wunderlichia mirabilis*, *Pseudobombax* sp.) e alta densidade de cactos (*Pilosocereus aurisetus* subsp. *aurisetus*) sob o bloco de afloramento rochoso, bem característico desta localidade. *Melinis minutiflora* também é registrada na comunidade vegetal. As trilhas e fezes de gado foram abundantes, possivelmente devido ao pastoreio extensivo dos animais vindo das pastagens cultivadas muito próximas ao habitat de *U. buiningii*.

Mata Virgem (MV) - É uma área particular localizada fora do PESN e é a maior mancha de habitat, com aproximadamente 15 hectares (Figura 18e). Os solos são rasos, do tipo Neossolos Quartzarênicos, com horizonte A formado por frações superficiais de areia, grãos e cascalhos de quartzo branco leitoso, seguido por fina camada de solo escuro húmico, principalmente próximas às manchas de vegetação. O solo é bem drenado, com alta proporção de solos expostos, sem erosão aparente. Foi observada a ocorrência de *Melinis minutiflora* durante os estudos de campo, e presença de gado.

1.3. BIOLOGIA E ECOLOGIA

1.3.1. Sistema reprodutivo, polinização, floração, dispersão e germinação de sementes

Ações de recuperação de espécies raras e ameaçadas de extinção exigem o conhecimento de seus sistemas de reprodução (Hamrick et al., 1991). A definição de quais indivíduos serão adicionados para manter as populações viáveis depende da maneira como as plantas reproduzem-se. O sistema reprodutivo de *U. buiningii* é autoincompatível (Teixeira et al., 2018) e apresenta polinização cruzada obrigatória, dependendo de polinizadores para a formação dos frutos e sementes. O restabelecimento de populações de *U. buiningii*, mesmo sendo autoincompatíveis, pode ter sucesso, especialmente porque essas subpopulações estão muito próximas, o que pode favorecer a troca de pólen e a dispersão de sementes entre elas. Há também evidências de reprodução vegetativa em *U. buiningii*. Porém, uma avaliação de sua viabilidade é necessária, já que as populações podem não ser viáveis em longo prazo.

Em *U. buiningii* os primeiros botões florais surgem em dezembro (Sebastião Ferreira, comunicação pessoal) e a floração ocorre até outubro. Suas flores abrem às 7h e fecham às 17h. Durante o período entre abril-agosto de 2012-2013 menos de 15% das plantas maduras floresceram, usualmente com uma flor (raramente duas) por indivíduo (Teixeira et al., 2018). O percentual de indivíduos adultos (diâmetro ≥ 20 mm) exibindo estruturas reprodutivas como botões, flores e frutos foi de 34,2% e 15% no inventário realizado em agosto de 2019 e 2020, respectivamente (Figura 19).

Os insetos Hymenópteros, representados por abelhas e formigas (Suelma Ribeiro, observação pessoal), são indicados como visitantes florais frequentes. Duas espécies de abelhas generalistas, *Dialictus opacus* Moure, 1940 e *Plebeia* sp., atuam como polinizadores de *U. buiningii* (Teixeira et al., 2018) (Figura 20).

No tocante à dispersão das sementes há evidências que é barocórica, o que reforça a baixa capacidade de dispersão das sementes de *U. buiningii*. A retirada da superfície do solo arenoso na base dos indivíduos adultos revela pequenas plântulas, com cerca de 2 mm, indicando que as sementes caem embaixo da planta-mãe (Figura 21).

Ainda não temos informações suficientes sobre os requisitos básicos para a germinação. Fizemos um experimento preliminar em 2019 no viveiro do PESN, onde utilizamos bandejas de germinação (70 cm x 35 cm x 8 cm) (Figura 22), com três tratamentos: i) Substrato de viveiro (terra misturada com adubo); ii) O solo abaixo das folhas da bromélia *Encholirium subsecundum* (espécie facilitadora de *U. buiningii*); e iii) O solo exposto das áreas naturais de ocorrência da espécie. Foram plantadas 5 sementes em cada quadrícula, com o total de 600 sementes por bandeja. Os resultados mostraram que a taxa de germinação de sementes é baixa em condições

de solo coletado embaixo e fora do ambiente coberto por *E. subsecundum*, de modo que apenas cerca de 13 (2,2%) das sementes plantadas, em condições de viveiro, foram germinadas com sucesso. Um protocolo de germinação de *U. buiningii* está em desenvolvimento na Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (Dulce Silva, comunicação pessoal), o que deverá orientar a produção de novos indivíduos, bem como o momento para a coleta e semeadura de sementes e o estabelecimento de mudas no campo.

1.3.2. Genética de conservação

Estudos direcionados para fornecer diretrizes para a conservação do gênero *Uebelmannia* utilizaram marcadores microssatélites para avaliar o nível e a distribuição da diversidade genética, nível de endogamia e gargalos recentes na área de distribuição das espécies (Silva et al., 2020). Os resultados mostraram uma diversidade genética moderada dentro de *U. buiningii* ($*A_r = 3,89-4,83$; $n_e = 2,46-2,84$), sugerindo que essa espécie não está sofrendo erosão genética, apesar do cenário de perturbação e fragmentação de seu habitat. Esses resultados e as baixas estimativas de N_e (tamanho efetivo populacional) obtidas neste estudo refletem principalmente o cenário de perturbação do habitat, fortalecendo a necessidade de priorizarem-se ações de conservação *in situ* e de proteção do habitat. Isso exige a eliminação das ameaças diretas e a adoção de intervenções necessárias para garantir a sobrevivência da espécie, com base em dados populacionais (veja item 1.3.4 deste plano).

Esse estudo mostrou também uma moderada heterozigosidade observada em *U. buiningii* ($H_O = 0,404-0,477$), sugerindo que o sistema de acasalamento de *U. buiningii* é predominantemente cruzado, o que corrobora com o que foi indicado por Teixeira et al., (2018). Esse mesmo estudo mostrou uma diferenciação genética local no gênero *Uebelmannia*, sugerindo que indivíduos de *U. buiningii* pertencem a um único agrupamento genético de acordo com todos os métodos de agrupamento (Figura 23) (Silva et al., 2020).

1.3.3. Conservação *ex situ*

A conservação *ex situ* é considerada uma estratégia importante e complementar à conservação *in situ* (Maunder et al., 2004), podendo contribuir com o fornecimento de germoplasma para reintrodução em habitats naturais com o intuito de salvar plantas da extinção. Nesse sentido, a Estratégia Global para Conservação de Plantas - GSPC (Meta 8) sugeriu que, até 2010, pelo menos 60% das espécies de plantas ameaçadas de extinção do mundo estivessem em coleções *ex situ* e 10% disponíveis para programas de recuperação e restauração. Em 2010, o relatório de revisão do GSPC pediu, até 2020, taxas de 75% e 20%, respectivamente. Apesar dos avanços, a meta não foi atingida no mundo (GSPC, 2020). No Brasil, somente 21.4% das espécies ameaçadas estão

incluídas em coleções *ex situ*, o que exige estratégias urgentes para aumentar este percentual nos próximos anos (Silveira et al., 2018).

As instituições responsáveis pela conservação *ex situ* no Brasil não dispõem atualmente de germoplasma suficiente para auxiliar na recuperação de *U. buiningii* na natureza. Só recentemente têm sido realizados estudos de germinação para a espécie que estão revelando potencial de preservação em bancos de germoplasma em condições de temperatura e umidade reduzidas (Dulce Silva, comunicação pessoal).

1.3.4. Demografia de *U. buiningii*

Estudos demográficos são importantes na avaliação da manutenção de populações em longo prazo e da ação da seleção natural (Sollbrig, 1980). O tamanho, a estrutura da população e a taxa de crescimento populacional são aspectos avaliados nesse tipo de estudo. A investigação de mudanças nas proporções de indivíduos em diferentes estágios de desenvolvimento pode auxiliar na determinação da vulnerabilidade das populações em um determinado ambiente (Caswell, 2001), pois as mesmas definem o estado reprodutivo atual da população e podem indicar o que poderá ser esperado no futuro (Crawley, 1977). Dessa forma, o conhecimento sobre a história de vida, padrões de abundância e a obtenção de dados de demografia de espécies é essencial para a sustentabilidade populacional (Sunderlan & Drasfield, 2002), auxiliando na identificação de estágios demográficos, ou variáveis ecológicas que merecem atenção especial durante a implementação de estratégias de manejo e recuperação de uma determinada espécie. O conhecimento da ecologia populacional de plantas raras e ameaçadas de extinção fornece, portanto, informações básicas importantes para a conservação *in situ*.

Nesse contexto, os estudos desenvolvidos para a elaboração deste plano sobre a demografia de *U. buiningii* tiveram como objetivo (1) Identificar quais subpopulações estão em declínio ou instáveis e, requerendo ações prioritárias de manejo e (2) Determinar quais fases da história de vida são mais críticas, priorizando-as para melhorar a sobrevivência, a reprodução e a viabilidade populacional em longo prazo e, (3) Contribuir para o estabelecimento das bases de monitoramento em longo prazo da espécie.

1.3.4.1. Estrutura e dinâmica populacional

A área de estudo, o tamanho e a distribuição das parcelas de amostragem são descritos no item 1.2.1.

Nestas parcelas foi avaliada a proporção de indivíduos reprodutivos e não reprodutivos por classes de diâmetro em todos os habitats. A amplitude das classes foi definida com a fórmula de Sturges, que se baseia na amplitude dos dados (Scott, 2009). Os histogramas por classe de

tamanho são ferramentas importantes para caracterização da estrutura populacional e fornecem um rápido panorama de possíveis problemas de recrutamento. A falta de indivíduos pequenos (menores classes de tamanho) pode indicar restrições no recrutamento de regenerantes e as lacunas em classes de tamanho maiores podem sugerir a extração de indivíduos por coletores ou outra perturbação antrópica. A partir da abundância de indivíduos observada nas parcelas e as estimativas das áreas dos habitats amostrados, foi calculada a densidade de indivíduos.ha⁻¹ por classes de diâmetro e estágios de vida.

Apenas três indivíduos com menos de 20 mm de diâmetro apresentaram estruturas reprodutivas (botão, flor ou fruto) e, dessa forma, o limiar de 20 mm foi adotado para divisão da população em fase reprodutiva. O primeiro estágio abrange os menores indivíduos e foi denominado como Infante: $1 \leq \text{diâmetro} < 15 \text{ mm}$; indivíduos juvenis pré-reprodutivos foram chamados de Jovem: $15 \leq \text{diâmetro} < 20 \text{ mm}$; os indivíduos reprodutivos foram divididos em três classes, Adulto I: $20 \leq \text{diâmetro} < 27 \text{ mm}$; Adulto II: $27 \leq \text{diâmetro} < 30 \text{ mm}$; Adulto III: $\text{diâmetro} \geq 30 \text{ mm}$, de acordo com a frequência de estruturas reprodutivas (botão, flor ou fruto) observadas nos indivíduos agrupados em classes de diâmetro.

A dinâmica da população em cada localidade foi examinada a partir das taxas anuais médias de mortalidade e de recrutamento e as taxas anuais médias de ganho (ou acréscimo) e de perda (ou decréscimo) em área basal entre os inventários 2014, 2019 e 2020, considerando apenas o subconjunto dos dados amostrados dentro do grid (total 1,25 ha). Para isso, foram utilizados modelos exponenciais (Sheil & May, 1996).

Para avaliar quais processos demográficos foram mais importantes para a taxa de crescimento populacional, foi avaliada a dinâmica da população estruturada em estágios de ciclo de vida da espécie, usando modelos matriciais (Lefkovich, 1965). A matriz foi construída com os parâmetros demográficos obtidos nos inventários 2014, 2019 e 2020, considerando apenas o subconjunto dos dados amostrados dentro do grid (total 1,25 ha).

Para cada intervalo temporal, foi construída uma matriz de projeção a partir da dinâmica observada na área de estudo, resultando em três matrizes, **A1**: intervalo de seis anos (2014-2020), **A2**: intervalo de cinco anos (2014-2019), **A3**: intervalo anual (2019-2020). A matriz quadrada (A) é constituída pelos valores de fecundidade (F) de adultos no canto superior direito, os valores de sobrevivência com permanência na classe (S) na diagonal principal, os valores de progressão (P) na subdiagonal e os valores de retrocesso (R) na diagonal acima da principal. Cada coluna da matriz representa um estágio de vida no tempo t e cada linha representa o estágio no tempo t + 1. Todos os outros campos na matriz são iguais a zero, porque outras transições não são possíveis.

A contribuição dos indivíduos reprodutivos para o estágio de infante (F, fecundidade) foi calculada como a proporção entre o número de novos indivíduos regenerantes observados no

segundo inventário e o número de indivíduos adultos do primeiro inventário. Foi registrada a proporção de indivíduos que sobreviveu e permaneceu no mesmo estágio (S, permanência). A taxa anual de sobrevivência em cada estágio de vida foi calculada como a proporção do número de indivíduos do primeiro inventário, presentes no segundo. Foi registrada a proporção de indivíduos sobreviventes e com progressão para um estágio maior (P, progressão) e proporção que sobreviveu, mas com diminuição de tamanho para um estágio menor (R, retrocesso) (Zuidema & Boot, 2002). O retrocesso (R) foi calculado como a razão entre o número de indivíduos de um determinado estágio (i) que foi observado em um estágio menor, no segundo inventário, e o número de indivíduos amostrados dentro do estágio i, no primeiro inventário.

A estrutura da população no tempo t é representada pela abundância dos indivíduos em cada estágio nas linhas de um vetor $n(t)$, com uma única coluna (Figura 24). O produto da matriz de transição (A) pelo vetor populacional $n(t)$ fornece a projeção da estrutura populacional para o tempo futuro, $n(t+1)$. Uma propriedade dessa matriz é que, quando multiplicada várias vezes a partir da distribuição populacional inicial $n(t)$, a abundância dos indivíduos em cada estágio tende a aumentar em uma taxa constante, que representa o autovalor dominante da matriz (λ). Esse valor também é chamado de taxa de crescimento populacional e representa uma medida do balanço entre sobrevivência e reprodução. Esse parâmetro estima se o número de indivíduos na população será estável ($\lambda=1$) ao longo do tempo, ou haverá crescimento populacional ($\lambda > 1$), ou declínio ($\lambda < 1$) (Caswell 2001).

As taxas de crescimento assintóticas (λ) foram estimadas com a fórmula $\lambda_A = e^{(1/t) \cdot \ln n(\lambda)}$, onde λ_A é a taxa de crescimento assintótica anualizada para a matriz A, que representa a dinâmica populacional no intervalo t entre os censos e λ é o autovalor dominante dessa matriz (Caswell 2001). Foram feitas análises de elasticidade para caracterizar a contribuição relativa de cada processo demográfico (sobrevivência, crescimento, fecundidade, retrocesso) para taxa de crescimento populacional (λ) (Kroon & Anton et al., 1986; Caswell, 2001).

Para avaliar quais diferenças demográficas contribuíram para melhor desempenho da população no último período anual (2019-2020), essa matriz foi contrastada com a matriz do quinquênio (2014-2019) usando análise retrospectiva ou experimento de resposta da tabela de vida - LTRE (Caswell, 2001). Foi calculada a contribuição de cada elemento da matriz (cij) nas diferenças observadas entre o lambda do período anual e do quinquênio. Foi utilizado um desenho experimental LTRE: $c_{ij} = S_{ij}(a_{ij} - \bar{a}_{ij})$, onde S_{ij} é a matriz de sensibilidade da matriz média dos períodos, e \bar{a}_{ij} é um elemento da matriz média (A_m) para cada período. Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R (R Development Core Team, 2019), com auxílio do pacote *popbio* (Reza & Abdullah, 2011)

A abundância de indivíduos de *U. buiningii* nos quatro habitats variou entre as áreas. A área GB, localizada fora do PESN, apresentou a segunda maior abundância de indivíduos observados em 2020 (n=756) e estrutura de distribuição de diâmetros similar à MV, porém com menor número de indivíduos por classes de diâmetro (Figura 25). Ao longo dos seis anos de monitoramento houve aumento do número de indivíduos em todos os estágios de vida.

Na GB foi observado um declínio da subpopulação de *U. buiningii* (n=120), com perda de 42% dos indivíduos que estavam vivos em 2019, de acordo com o monitoramento realizado em 2020, período no qual também sofreu gargalo de recrutamento (Figura 26). Observações feitas em 2021 (Henrique Santos observação pessoal) mostraram alta mortalidade de indivíduos nessa área devido ao pisoteio de gado.

Na área T encontra-se o menor número de indivíduos (ca. 25 indivíduos), com evidentes lacunas na estrutura populacional por classe de tamanho (Figura 27). Após o inventário de 2014, houve a retirada dos poucos indivíduos adultos que restavam, mas também houve recrutamento de novos indivíduos nas menores classes de diâmetro, como infantes, jovens e adultos menores. Entre 2014 e 2019, essa área sofreu a maior perda líquida de indivíduos e de área basal, mas destacou-se pelo maior valor de recrutamento, comparada com as demais localidades avaliadas no quinquênio, mantendo-se estável no intervalo anual seguinte de 2019-2020.

Na MV é encontrada a maior densidade de indivíduos (n=995), com aumento de seu número ao longo dos anos nos estágios de vida Infante, Juvenil, Adulto-I e Adulto-II (Figura 28).

No total, foram amostrados 1272 indivíduos em 2014, 895 em 2019 e 1896 em 2020. O menor número de indivíduos em 2019 é explicado pelo enfoque na amostragem dentro do grid instalado durante essa campanha, que estruturou as transecções e parcelas, para melhor controle no acompanhamento da dinâmica da população ao longo do tempo. Durante a amostragem de 2020, foram encontrados indivíduos antigos marcados em 2014 fora do grid na localidade de GA (n=542), bem como uma nova subpopulação próxima à MV, não marcada anteriormente (n=229) (Figura 29).

Por outro lado, o total de indivíduos encontrados exclusivamente no grid de amostragem em 2014, 2019 e 2020 foi de, respectivamente, 839, 761 e 1075 indivíduos (Figura 30). Os indivíduos adultos predominam na população de *U. buiningii*, principalmente aqueles acima de 30,0 mm de diâmetro, classificados como Adulto-III (Tabela 1, Figura 31, Figura 32).

O percentual de adultos (diâmetro > 20 mm) com estruturas reprodutivas como botões, flores ou frutos foi de 34,2% em 2019, diminuindo para 15% em 2020, com maior proporção de indivíduos reprodutivos nas classes intermediárias de diâmetro (Tabela 2, Figura 33). O mesmo padrão foi observado no subconjunto dos dados coletados exclusivamente no grid de

amostragem, com 34% dos indivíduos de 2019 exibindo estruturas reprodutivas e apenas 13% dos indivíduos em 2020 (Figura 34).

A maior taxa anual média de mortalidade foi encontrada na área T no período 2014-2019, não sendo observada mortalidade no período anual subsequente de 2019-2020 (Figura 35a). Por outro lado, a mortalidade aumentou na área de GB no último período anual (2019-2020) e nesse mesmo período apresentou tênue diminuição nas áreas de GA e MV (Figura 35a). A taxa de recrutamento foi muito baixa na área GB em ambos os intervalos de monitoramento, ao contrário da área T, que apresentou altos níveis de recrutamento em ambos os períodos (Figura 35b). O incremento médio em área basal dos indivíduos sobreviventes foi maior na área T em ambos os períodos (Figura 35c), em parte por alguns indivíduos achados em 2020, como, por exemplo, o indivíduo #812 com 6 cm de altura e 58,75 mm de diâmetro, que pode ter sido esquecido nos inventários anteriores. A maior mudança líquida no período anual 2019-2020 ocorreu na área GB, com perda líquida do número de indivíduos (Figura 35e) e área basal (Figura 35f).

A taxa intrínseca de crescimento populacional (λ) e a taxa de crescimento anualizada (r) foram negativas no período entre 2014-2020 ($\lambda=0,88$; $r= 0,98$), com projeção populacional indicando a redução para metade da população em 48 anos (Figura 36a-d). O primeiro quinquênio desse período entre 2014-2019 foi mais desfavorável para a população que apresentou taxas de crescimento negativas ($\lambda=0,86$; $r= 0,97$), com projeção populacional indicando a redução para metade da população em 36 anos (Figura 36b-e). O último intervalo anual 2019-2020 foi favorável para o crescimento da população, com a taxa intrínseca de crescimento populacional positiva ($\lambda=1,09$) e estimativa de duplicação da população em sete anos (Figura 36c-f). A taxa de crescimento populacional depende dos parâmetros demográficos, podendo variar ao longo dos anos em função de diferentes fatores como, por exemplo, herbivoria (Sampaio & Scariot, 2010), extração de sementes (Zuidema & Boot, 2002), extração de folhas (Zuidema et al., 2007) ou distúrbios combinados, como fogo, herbivoria e extrativismo (Mandle et al., 2015).

A análise de elasticidade mostra que as taxas de sobrevivência e fecundidade dos indivíduos no estágio de vida Adulto-III são os principais processos demográficos, influenciando a taxa de crescimento em 2014-2020 e 2014-2019 (Figura 37 a-b). A mortalidade de indivíduos adultos (ou a remoção dos mesmos) foi grande após o primeiro inventário em 2014, causando a diminuição na taxa de crescimento populacional. Por outro lado, durante o intervalo anual de 2019-2020, além da sobrevivência dos Adultos-III, a sobrevivência dos Infantes e Adultos-I também foi importante para manter a taxa de crescimento positiva, bem como a progressão serial dos indivíduos para estágios de vida de maior tamanho e a fecundidade dos adultos em geral (Figura 37c).

A distribuição estável de indivíduos nos estágios de vida indica que a população teórica em equilíbrio deveria possuir entre 39% a 53% de indivíduos no estágio Infante (Figura 39), o que

representa um cenário de alto recrutamento populacional. Esse recrutamento pode ser mantido pela alta proporção de indivíduos maduros, que na distribuição estável representariam 21% a 40% do total de indivíduos no estágio de vida Adulto-III (Figura 38).

A maior diferença entre os parâmetros populacionais, entre o quinquênio desfavorável (2014-2019) e o último período anual favorável (2019-2020), foi a progressão de Adultos I para Adulto II (Figura 39a). No entanto, a sobrevivência foi o principal parâmetro demográfico, que explica a diferença entre as taxas de crescimento populacional nesses dois períodos distintos, particularmente a sobrevivência dos indivíduos Infantes, seguida pela sobrevivência de Adulto III (Figura 39b).

1.3.5. Principais processos e interações

O intemperismo de rochas é um dos processos abióticos que governam a produção de substrato e a disponibilidade limitada de nutrientes do solo em ecossistemas de campos rupestres. Plantas de campos rupestres, que vivem sob rochas, têm um papel importante na extração de fósforo, elemento químico necessário para o crescimento das plantas. Espécies de *Barbacenia* sp. possuem raízes, denominadas velozoides, que secretam ácidos capazes de corroer as rochas obtendo o fósforo (Abrahão et al., 2014, 2020). Nos habitats de *U. buiningii*, *Barbacenia* sp. é também um componente importante da comunidade vegetal, onde atua também como planta facilitadora.

A facilitação parece governar o estabelecimento de *U. buiningii* onde os indivíduos crescem e desenvolvem-se sob rochas e determinados arbustos (Figura 40). Essa interação positiva é bastante documentada na ecologia de cactáceas (Valiente-Banuet & Ezcurra, 1991; Godinez-Alvarez & Valiente-Banuet, 1998; Drezner, 2006; Munguia-Rosas & Sosa, 2008; Landero & Valiente-Banuet, 2010). Nossos estudos (Ribeiro-Silva et al., manuscrito em preparação) indicam que os indivíduos de *U. buiningii* nas classes intermediárias de 20 a 60 mm de diâmetro são mais numerosos e associados positivamente à abundância de *Encholirium subsecundum*, *Comanthera suberosa* e *Barbacenia* sp. Essa interação pode criar "ilhas", consistindo em um ambiente propício para a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas devido às temperaturas e à intensidade iluminosa mais baixas, e à maior umidade do solo embaixo dessas espécies, quando comparadas com o solo exposto. Adicionalmente, o solo abaixo das bromélias facilitadoras é menos ácido e possui menor concentração de alumínio, elemento tóxico para certas plantas, menor concentração de ferro e maior teor de micronutrientes, como cobre e zinco (Ribeiro-Silva et al., manuscrito em preparação). Estes estudos indicaram também, que a radiação fotossinteticamente ativa (PAR) foi maior nas condições de solo exposto, comparado com os microhabitats criados pela facilitação, principalmente pela bromélia *Encholirium subsecundum* e, em menor grau, por *Vellozia* sp. As espécies que provavelmente atuam como facilitadoras

de *U. buiningii* são: *Barbacenia* sp. (Velloziaceae), *E. subsecundum* (Bromeliaceae), *Cipocereus minensis* (Cactaceae), *Comanthera suberosa* (Eriocaulaceae) e *Vellozia* sp. (Velloziaceae). As rochas desempenham também um papel fundamental. Em habitats com maior cobertura de quartzito e a mesma quantidade de radiação fotossinteticamente ativa incidente, as rochas atuam amenizando a temperatura e aumentando a umidade, quando comparado com solo exposto (Suelma Ribeiro et al., manuscrito em preparação). A manutenção das populações de *U. buiningii* depende da proteção dessa rede de interações bióticas e abióticas. O estabelecimento e o desenvolvimento de *U. buiningii* possivelmente são facilitados pela associação com essas espécies, tornando-as indicadas para serem plantadas após a retirada da espécie invasora *M. minutiflora* das áreas de ocorrência de *U. buiningii*.

PART I

Natural History of ***Uebelmania buiningii* Donald**

1.1. TAXONOMY AND DESCRIPTION

The Cactaceae family comprises more than 1,450 species that are included in ca.127 genera (Barthlott & Hunt, 1993; Hunt et al., 2006). Evidence suggests that the family originated in northern South America with the desert region of Mexico as the main center of diversity, followed by two regional ones: the Andes in southern Bolivia and eastern Brazil (Gibson & Nobel, 1986; Nyffeler, 2002). The presence of small buds modified in areolas, an apical meristem of the stem organized into four zones, present in almost all cacti, and lower ovaries covered by bracts or areolas (Gibson & Nobel, 1986; Nyffeler, 2002) are morphological characteristics that identify the members of that family. Molecular phylogenetic studies based on different loci indicate family monophyly (see Cuénoud et al., 2002; Nyffeler, 2002).

The genus *Uebelmannia* Buining occupies a basal position within the BCT clade (Figure 1), which brings together most of the diversity of South American cacti (Hernández et al., 2011), making this taxon very important for conservation and comprising three microendemic species: *U. buiningii* Donald, *U. gummifera* (Backeberg) Buining (with two subspecies *U. gummifera* subsp. *gummifera* and *U. gummifera* subsp. *mininensis*) and *U. pectinifera* Buining (including the subspecies *U. pectinifera* subsp. *flavispina* Buining & Brederoo, *U. pectinifera* subsp. *horrida* and *U. pectinifera* subsp. *pectinifera*) (Figure 2). *Uebelmannia* stands out for its tough, rugged stem surface and the presence of mucilage cavities that are partially joined to form ducts (Nyffeler, 2002; Taylor & Zappi, 2004). These representatives have a short globose or columnar stem (5-100 cm long). The ribs are distinct and with very close borders, or subdivided into tubercles with apical borders, shiny to grayish-green epidermis. The areolas are endowed with one to several central spines, matte-gold to grayish, radially often absent. Flower buds are covered with trichomes, flowers are diurnal yellow to greenish, distinct pericarpel, turbinate to ovoid, short tube, rotating, with scales, trichomes and occasional bristles. Fruits turbot, yellowish, red, with few tiny seeds, brown to blackish, deep hilo-micropylar region, flat or convex cells, absent cuticular folds (Zappi & Taylor, 2020). *Uebelmannia buiningii* is the smallest of the three species, measuring up to 10 cm in height and differing in that it has fewer than 5 ribs (Zappi & Taylor, 2020), and each fruit has about 30 tiny seeds.

1.2. DISTRIBUTION AND HABITAT

The distribution area of *U. buiningii* is an example of endemism, which occurs when the distribution of a taxon is restricted to a particular location. *Uebelmannia buiningii* is also an example of an endemic species that is highly sensitive to habitat destruction, disease, competition and climate change (Malcolm et al., 2006). Some regions in Brazil sustain a greater degree of endemism than others, and the region covered by the rocky fields of the mountains of the Espinhaço Range of Minas Gerais (CEMG) is one of these areas (Giulietti et al., 1997; Echternacht et al., 2011; Fernandes, 2016; Silveira et al., 2016; Chaves et al., 2019a). The high environmental heterogeneity of CEMG is an important factor that may explain the existence of species restricted to the rocky grassland ecosystem (Conceição & Giulietti, 2002; Conceição & Pirani, 2007; Chaves et al., 2019b), making it a priority for conservation of flora (Monteiro et al., 2018).

Uebelmannia buiningii is found specifically in five rupestrian grassland habitats classified as Refúgio Montano (IBGE, 2012), located in a transition area between the Cerrado and Atlantic Forest biomes, 4 km away from each other, and located in the Serra Negra State Park (PESN) and in its surroundings, including the municipality of Itamarandiba (Figure 3). This conservation unit occupies an area of 13,654.31 hectares (IEF, 2020) in the southern portion of CEMG. The altitude in PESN ranges from 855 m, along the course of the Itamarandiba River, to 1658 m at the highest peak in the eastern portion of the park. *Uebelmannia buiningii* occupies an altitude between 1,050 and 1350 m on the intermediate slope of the mountain range, west of this conservation unit, on the slopes facing the drier and warmer region of the Cerrado.

The climate in the region conforms to Köppen's CWA type, subtropical with marked seasonality, with two defined seasons: dry (May to September) and rainy (October to April). Temperatures range between 15 and 28°C (INMET, 2019). In higher altitude areas, the temperature is lower, compared to flatter areas of savannah vegetation, in addition to the higher incidence of wind (Figure 4). Atlantic air masses influence precipitation, resulting in less seasonality in the portion facing the Atlantic Forest, compared to the portion of the Cerrado biome (Figure 5).

Historical records, over six decades, in Diamantina, Mato Grosso, indicate changes in water balance. In the months of water replacement (November and December), a greater water surplus was recorded for the period 1931-1960, but an abrupt decrease in the period 1961-1990 (Figure 6). It is possible that the municipality of Itamarandiba, Mato Grosso, also suffered changes in its water balance in the same period, during the expansion of planted eucalyptus forests (*Eucalyptus* sp.). Water quality in the Itamarandiba River was classified as "poor" in analyses carried out at different points in the Jequitinhonha basin (IGAM, 2013) (Figure 7), which may have been the result of changes in land use caused by the high density of eucalyptus forests and pastures in precarious conditions and deforestation that has intensified in the last two decades (Figure 8). The

areas of occurrence of *U. buiningii* are located in the microbasins of Buracão Stream and Tromba d'Anta Stream (Figure 9). Other springs originate in the PESN mountains and contribute to the formation of the Itamarandiba and Araçuaí Rivers, tributaries of the Jequitinhonha Rivers.

The soils mainly consist of Dystrophic Red Latosols with a secondary component of Dystrophic Red-Yellow Latosols (Figure 10). The populations of *U. buiningii* Donald occur in areas of Litholic Dystrophic Neosols in quartzite outcrops. The areas are characterized by rocky outcrops with quartz gravel soil with acidic pH and poor nutrients.

1.2.1. Plant communities associated with *U. buiningii* habitats

In 2019, the plant community was characterized in the five habitats of *U. buiningii*, named as Geraldo Arthur (GA), Geralda Batista (GB), Tilau (T), Ribeirão de Areia (RA) and Virgin Forest (MV). The methodology involved the establishment of 28 transects, each with 10 plots, resulting in 280 sampling units of 50 m², totaling 1.4 ha sampled. The transects were allocated following the contour of the terrain in order to minimize environmental variations in each set of plots (transect), using a measuring tape and clinometer (Suunto PM-5/360PC). Species coverage was assessed in 10 subplots in the transects allocated at the sampling sites by the intercept point method (Brower et al., 1990) with systematic observations at points every 50 cm (Figure 11).

For each species sampled, botanical material was collected, pressed and incorporated into the herbarium of Embrapa-Cenargen (CEN). The collection of botanical material was authorized by IEF/MG (N.052/2019) and ICMBio (N.67909-2/2019). Taxonomic identification of the botanical material was made by comparison with the herbarium material and by consultation with specialists. The geographic occurrence of all species followed the Flora of Brazil (Flora do Brasil, 2020).

We performed dissimilarity analysis for cover and floristic data, followed by cluster analysis and main gradients (ordering). We calculated species coverage and occurrence matrices in the sampling transects. First, UPGMA (unweighted pair group method with arithmetic mean), an agglomerative and hierarchical clustering method, was performed (Borcard et al., 2011). For this, we calculated the floristic distance between pairs of sampling units based on the Sorensen similarity index (presence/absence data) and Bray-Curtis (coverage data), using native functions of the statistical environment R (R Development Core Team, 2019).

To examine the main floristic gradients between transects and sampled sites, we performed ordination analysis using multidimensional non-metric scaling (NMDS) (Legendre and Legendre 2012), using the 'vegan' package (Oksanen et al., 2013) in statistical environment R (R Development Core Team, 2019).

Species richness was estimated for each location and for pooled data using combined rarefaction and extrapolation techniques (Gotelli & Colwell, 2001). In this sense, the curve of the number of species, as a function of the number of individuals sampled, was made using diversity profiles with the aid of the 'iNEXT' package (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2016). The 95% confidence interval was obtained from 1000 bootstrap interactions (Chao et al., 2014; Manly, 2007).

The region's biodiversity is partly reflected in the plant community structure of the five habitats of *U. buiningii*, which is where plant species coverage and substrate composition differ among localities, indicating environmental heterogeneity. The five groups equivalent to the sampled locations are formed with 67% dissimilarity in floristic composition among transects (Figure 12). Two transects sampled in the Geraldo Arthur area were grouped together with the sampling units of the group formed by the Virgin Forest area. The montane refugia present marked dissimilarities among the relative coverage by life forms, as well as coverage and occurrence of species, forming distinct floristic groups that demonstrate distinct vegetation gradients among the evaluated locations (Figure 13). The livelihood (Figure 13a) and relative coverage (Figure 13b) metrics better accommodated variation within groups, emphasizing it among groups and better defining the separation among them. The representation of groups based on the occurrence of species showed greater variation within and among groups (Figure 13c). Considering the same analysis, separating the transects into subplots, the variation within and outside the groups increases even more (Figure 14).

Preliminary data indicate the occurrence of 75 species distributed in 43 genera and 24 families, representing 52.1% of the total coverage assessed in the transects (Annex 1). The relative coverage of species with a predominantly herbaceous habit was 22.75%, subshrubs 13.5%, arboreal 9%, shrubby 9%, succulents 2.3% and palms 0.11%. Eighteen species remained as morphotypes, the individuals of which together occupied 3.6% of the total evaluated cover. The total coverage of exposed soil was 30%, quartzite outcrop 17.1%, termite mound 0.5% and cattle feces 0.2% (Ribeiro-Silva et al., manuscript in preparation).

Vellozia sp. (Velloziaceae), *Encholirium subsecundum* (Baker) Mez (Bromeliaceae), *Eremanthus incanus* (Less.) Less. (Asteraceae), *Paspalum scalare* Trin (Poaceae), *Stillingia saxatilis* Müll. Arg. (Euphorbiaceae), *Barbacenia* sp., *Diplusodon minasensis* Lourteig (Lythraceae) and *Melinis minutiflora* are the species with the greatest relative coverage and the greatest variance (Ribeiro-Silva et al., manuscript in preparation).

In summary, these results corroborate the studies indicating that the vegetation mosaic of the rupestrian fields of CEMG is influenced by the presence of a set of predominantly herbaceous-shrubby communities (Figure 15), varying according to the type of substrate, relief, microclimate

and soil depth (Giulietti et al., 1997; Conceição & Giulietti, 2002; Conceição & Pirani, 2007; Medina & Fernandes, 2007; Negreiros et al., 2014; Conceição et al., 2016; Schaefer et al., 2016). In *U. buiningii* habitats, the richest families of species from the rupestrian fields predominate: Velloziaceae, Bromeliaceae, Asteraceae and Poaceae (Silveira et al., 2011).

Species richness in the montane refuges was variable, with GA standing out as the site with the greatest richness, estimated at 42 to 55 species (Figure 16). The site with the largest exposed ground cover, GB, had 22 to 35 species. The estimated richness at the site with the highest slope and within the PESN ranged from 17 to 26 species. The site with the highest rock cover had the lowest plant species richness, estimated between 8 to 19 species. The richness of the plant community estimated at the site with the highest abundance of *U. buiningii* (MV) ranged from 25 to 33 species (Figure 16). The total richness estimated in the rupestrian fields of the evaluated montane refugia ranged from 74 to 91 species (Figure 17).

In this plant community, we find a pattern of distribution of *U. buiningii* where individuals grow and develop under rocks and some shrubs (see 1.4.5 for more details). In stressful environments, such as rocky fields, this ecological interaction, called facilitation, would have the function of "protecting" individuals, providing a milder microclimate, especially for the younger plants, against high solar radiation, regulating temperature and humidity, attracting pollinators and creating microenvironments suitable for seed germination (Godínez-Álvarez et al., 2003; Cares et al., 2013).

In addition to *U. buiningii*, other endangered species live in these habitats, such as *Cipocereus crassisepalus* (Buining & Brederoo) Zappi & NPTaylor (Endangered), *Cuphea adenophylla* TBCavalc (Critically Endangered), *Diplusodon minasensis* Lourteig (Endangered) and *Uebelmannia gummifera* (Backeb. & Voll) Buining (Vulnerable). These species are listed in the endangered species list of Brazilian Flora (Martinelli & Moraes, 2013; MMA, 2014). *Chamaecrista rotundata* var. *interstes*, *Comanthera suberosa* (Giul.) L.R. Parra & Giul., *Encholirium subsecundum*, *Isabelia violacea* (Lindl.) van den Berg & M.W.Chase, *Kielmeyera regalis* Saddi (Calophyllaceae), *Pilosocereus aurisetus* (Werderm.) Byles & G.D.Rowley subsp. *aurisetus* and *Stillingia saxatilis* (Euphorbiaceae) are endemic to Brazil and considered restricted to the State of Minas Gerais (Appendix 2) (Flora do Brasil, 2021).

DESCRIPTION OF *U. buiningii* HABITATS

Geraldo Arthur (GA) is a private area located outside PESN, featuring a natural landscape converted to eucalyptus plantations and pastureland (Figure 18a). The relief is uneven on the middle slope in the Quartzarenic Neosol patch with quartzite boulders. The soils are shallow with an A horizon formed by superficial fractions of sand, grains and milky white quartz gravel, followed by a thin layer of dark humic soil. The percentage of bare soil is high with no evidence of erosion. The rupestrian field vegetation is surrounded by the Cerrado sensu lato in areas where the terrain relief is smoother, and the soil sand content decreases abruptly, forming a small gradient to the Yellow Latosol, which is predominant in the landscape. The arboreal layer is sparse and formed by *Eremanthus incanus* and *Pseudobombax* sp. The shrubby layer is formed by *Vellozia* sp. and by *Pilosocereus aurisetus* (Werderm.) Byles & G.D.Rowley subsp. *aurisetus*. Terrestrial bromeliads (*Encholirium* sp.) are not abundant and occur in sparse patchy clusters. The exotic species *M. Minutiflora* is present. Cattle in large numbers are raised in the area and use the remaining native areas to forage. Evidence of fire occurrence was observed in sparse trees by scars left on shrub trunks (Suelma Ribeiro, pers. obs.).

In Geralda Batista (GB), the relief is uneven on the middle slope, under a small patch of Quartzarenic Neosols, rock outcrops and abundant quartzite boulders (Figure 18b). This location had a higher proportion of exposed soil, compared to other areas. The soils are shallow and well drained with an A horizon formed by superficial fractions of sand, grains and milky white quartz gravel. The humic horizon of the layer below is also less pronounced compared to the other areas. The vegetation of rupestrian fields is surrounded by other physiognomies of cerrado in the higher areas of the terrain. In the herbaceous-shrubby layer, the occurrence of a terrestrial orchid species (*Cyrtopodium* sp.) and a 20 cm tall de canela-de-ema (*Vellozia* sp.) stands out. The arboreal stratum is sparse with the most frequent occurrence of *Wunderlichia mirabilis* Riedel ex Baker (Asteraceae). Bromeliads (*Encholirium* sp.) are virtually nonexistent in this locality where *U. buiningii* is strongly associated with rocky outcrops.

Tilau (T) is located within the PESN limits (Figure 18c). The surrounding landscape is formed by forest physiognomies, including Semideciduos Seasonal Montane Forest, highlighting the high abundance of individuals of the Indaiá palm tree (*Attalea* sp.). Multiple land uses can be observed in the landscape, such as pastures, subsistence agriculture and eucalyptus plantations. The relief is uneven with a strong inclination on the middle and lower slope, close to the limit of a narrow and embedded gallery forest. The soils are well drained with a superficial horizon formed by sand and quartz gravel, milky white, followed by a humic horizon. The arboreal vegetation is represented by many individuals of *Wunderlichia mirabilis* and *Pseudobombax* sp., while in the shrub layer, a predominance of *Vellozia* sp. is observed. *Melinis minutiflora* is present, as well

as cattle by the evidence of trails and abandoned pastures in the vicinity of the habitat where *U. buiningii* occurs.

Ribeirão de Areia (RA) is also known as Serra do Quiabo (Figure 18d), and it is located outside PESN. It has the largest rocky cover with undulating relief on the lower slope. Close to the lowland, it has a few places where superficial Quartzarenic Neosols are formed and accumulated. The vegetation of rupestrian fields is characterized by sparse trees (*Wunderlichia mirabilis*, *Pseudobombax* sp.) and high density of cacti (*Pilosocereus aurisetus* subsp. *aurisetus*) under the rocky outcrop block, very characteristic of this locality. *Melinis minutiflora* is also registered in the plant community. Trails and cattle feces were abundant, possibly from the extensive grazing of animals from cultivated pastures very close to the *U. buiningii* habitat.

Mata Virgem (MV) is located outside PESN, and it is the largest patch of habitat, having approximately 15 hectares (Figure 18e). The soils are shallow of the Quartzarenic Neosols type with an A horizon formed by superficial fractions of sand, grains and milky white quartz gravel, followed by a thin layer of dark humic soil, mainly close to the vegetation patches. The soil is well drained with a high proportion of exposed soil with no apparent erosion. *Melinis minutiflora* is present, as well as cattle, but with little evidence of extractivism of individuals of *U. buiningii*, as determined during field studies.

1.3. BIOLOGY AND ECOLOGY

1.3.1. Reproductive system, pollination, flowering, seed dispersal and germination

Actions to recover rare and endangered species require knowledge of their reproductive systems (Hamrick et al., 1991). Defining which individuals will be added to maintain viable populations depends on how the plants reproduce. The reproductive system of *U. buiningii* is self-incompatible (Teixeira et al., 2018) and presents mandatory cross-pollination, depending on pollinators for the formation of fruits and seeds. The reestablishment of *U. buiningii* populations, even though self-incompatible, can be successful, especially because these subpopulations are very close, favoring the exchange of pollen and the dispersion of seeds between them. Evidence of vegetative reproduction is also seen in *U. buiningii*. However, an assessment of viability is necessary, as populations may not be viable in the long term.

In *U. buiningii*, the first flower buds appear in December (Sebastião Ferreira, pers. comm.), and flowering occurs until October. Its flowers open at 7am and close at 5pm. During the period April-August 2012-2013, less than 15% of mature plants flowered, usually with one flower (rarely two) per individual (Teixeira et al., 2018). The percentage of adult individuals (diameter \geq 20 mm) exhibiting reproductive structures, such as buds, flowers and fruits, was 34.2% and 15% in the inventory carried out in August 2019 and 2020, respectively (Figure 19).

Hymenoptera insects, represented by bees and ants (Suelma Ribeiro, pers. obs.), are indicated as frequent floral visitors. Two species of generalist bees, *Dialictus opacus* Moure, 1940 and *Plebeia* sp., act as pollinators of *U. buiningii* (Teixeira et al., 2018) (Figure 20).

Evidence shows that seed dispersal is barocoric, which reinforces the low dispersal capacity of *U. buiningii* seeds. Small seedlings, measuring about 2 mm, are revealed by the removal of the surface of the sandy soil at the base of adult individuals, indicating that the seeds fall under the mother plant (Figure 21).

We still don't have enough information about the basic requirements for germination. We carried out a preliminary experiment in 2019 in the PESN nursery in which we used germination trays (70 cm x 35 cm x 8 cm) (Figure 22) with three treatments: i) nursery substrate (earth mixed with fertilizer); ii) soil below the leaves of the bromeliad *Encholirium subsecundum* (facilitator species of *U. buiningii*); and iii) exposed soil of the natural areas where the species occurs. Five seeds were planted in each square with a total of 600 seeds per tray. Results showed that the seed germination rate is low in soil conditions collected under and outside the environment covered by *E. subsecundum* so that only about 13 (2.2%) of the seeds planted under nursery conditions were successfully germinated. A germination protocol for *U. buiningii* is under development at Embrapa Genetic Resources and Biotechnology (Dulce Silva, pers. comm.), which should guide the production of new individuals, as well as the timing for the collection and sowing of seeds and the establishment of seedlings in the field.

1.3.2. Conservation genetics

Studies aimed at providing guidelines for the conservation of the *Uebelmannia* genus used microsatellite markers to assess the level and distribution of genetic diversity, level of inbreeding and recent bottlenecks in the species range (Silva et al., 2020). Results showed moderate genetic diversity within *U. buiningii* (*AR = 3.89–4.83; ne = 2.46–2.84), suggesting that this species is not undergoing genetic erosion, despite the disturbance scenario and fragmentation of their habitat. These results and the low estimates of Ne (effective population size) obtained in this study mainly reflect the scenario of habitat disturbance, strengthening the need to prioritize in situ conservation and habitat protection actions. This requires the elimination of direct threats and the adoption of necessary interventions to ensure the survival of the species based on population data (see 1.3.4).

This study also showed a moderate heterozygosity observed in *U. buiningii* (HO = 0.404–0.477), suggesting that the mating system of *U. buiningii* is predominantly crossed, which corroborates data analyzed by Teixeira et al. (2018). This same study showed a local genetic differentiation in the *Uebelmannia* genus, suggesting that *U. buiningii* individuals belong to a

single genetic grouping according to all grouping methods (Figure 23) (Silva et al., 2020).

*AR= Riqueza alélica; ne= Effective number of alleles

1.3.3. Ex situ conservation

Ex situ conservation is considered an important and complementary strategy to *in situ* conservation (Maunder et al., 2004), which can contribute to the supply of germplasm for reintroduction into natural habitats in order to save plants from extinction. In this sense, the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC) (Target 8) suggested that by 2010 at least 60% of the world's endangered plant species would be in *ex situ* collections and that 10% would be available for recovery and restoration programs. In 2010, the GSPC review report called for rates of 75% and 20%, respectively, by 2020. Despite advances, the goal was not reached in the world (GSPC, 2020). In Brazil, only 21.4% of threatened species are included in *ex situ* collections, requiring urgent strategies to rise this numbers in the next years (Silveira et al., 2018).

Institutions responsible for *ex situ* conservation in Brazil do not currently have enough germplasm to assist in the recovery of *U. buiningii* in nature. At Embrapa-Cenargen, its seeds have only recently been evaluated and germinated since they have the potential to be preserved in a germplasm bank under conditions of reduced temperature and humidity (Dulce Silva, pers. comm.).

1.3.4. Demographics of *U. buiningii*

Demographic studies are important in assessing the long-term maintenance of populations and the action of natural selection (Sollbrig, 1980). Size, population structure and population growth rate are aspects evaluated in this type of study. The investigation of changes in the proportions of individuals at different stages of development can help determine the vulnerability of populations in a given environment (Caswell, 2001). More specifically, they can define the current reproductive status of the population and can indicate what can be expected in the future (Crawley, 1977). Thus, gaining knowledge about life history and abundance patterns, as well as obtaining data on the demography of species, is essential for population sustainability (Sunderlan & Drasnfield, 2002), helping to identify demographic stages or ecological variables that deserve special attention during the implementation of management and recovery strategies for a particular species. Knowledge of population ecology of rare and endangered plants therefore provides important basic information for in situ conservation.

In this context, the studies developed for the elaboration of this plan on the demography of *U. buiningii* aimed to (1) identify which subpopulations are declining, or are unstable, requiring priority management actions; (2) determine which phases of life history are more critical,

prioritizing them to improve survival, reproduction and long-term population viability; and 3) contribute to the establishment of bases for long-term monitoring of the species.

1.3.4.1. Population structure and dynamics

The study area, size and distribution of sampling plots are described in item 1.2.1.

In these plots, the proportion of reproductive and nonreproductive individuals by diameter classes in all habitats was evaluated. The range of classes was defined using the Sturges formula, which is based on the range of data (Scott, 2009). Size class histograms are important tools for characterizing population structure, and they provide a quick overview of possible recruitment problems. The lack of small individuals (smaller size classes) may indicate restrictions in the recruitment of regenerants, and gaps in larger size classes may suggest the extraction of individuals by collectors. From the abundance of individuals observed in the plots and the estimates of the areas of the sampled habitats, the density of individuals.ha⁻¹ by diameter classes and life stages was calculated.

Only three individuals less than 20 mm in diameter presented reproductive structures (bud, flower or fruit); thus, the 20 mm threshold was adopted for dividing the population into reproductive phases. The first stage covers the smallest individuals and was called Infant: $1 \leq \text{diameter} < 15$ mm. Juvenile pre-reproductive individuals were called Young: $15 \leq \text{diameter} < 20$ mm. Reproductive individuals were divided into three classes, Adult I: $20 \leq \text{diameter} < 27$ mm; Adult II: $27 \leq \text{diameter} < 30$ mm; and Adult III: $\text{diameter} \geq 30$ mm, according to the frequency of reproductive structures (bud, flower or fruit) observed in individuals grouped into diameter classes.

Population dynamics in each location was examined from the average annual mortality and recruitment rates and the average annual rates of gain (or increase) and loss (or decrease) in basal area among inventories taken in 2014, 2019 and 2020, considering only the subset of data sampled within the grid (total 1.25 ha). To accomplish this, exponential models were used (Sheil & May, 1996).

To assess which demographic processes were most important for the population growth rate, population dynamics structured in life cycle stages of the species were evaluated using matrix models (Lefkovich, 1965). The matrix was built with the demographic parameters obtained in the 2014, 2019 and 2020 inventories, considering only the subset of data sampled within the grid (total 1.25 ha).

For each time interval, a projection matrix was constructed based on the dynamics observed in the study area, resulting in three matrices: A1: six-year interval (2014-2020), A2: five-year interval

(2014-2019), and A3: annual interval (2019-2020). The square matrix (A) consists of the fertility values (F) of adults in the upper right corner. The survival values with permanence in class (S) are on the main diagonal. The progression values (P) are on the subdiagonal, and the values of regression (R) are located diagonally above the main diagonal. Each column of the matrix represents a life stage at time t, and each row represents the stage at time t+1. All other fields in the array are zero because other transitions are not possible.

The contribution of reproductive individuals to the Infant stage (F, fecundity) was calculated as the proportion between the number of new regenerating individuals observed in the second inventory and the number of adult individuals in the first inventory. The proportion of individuals that survived and remained at the same stage (S, permanence) was recorded. The annual survival rate at each life stage was calculated as the proportion of the number of individuals from the first inventory present in the second. The proportion of individuals that survived and progressed to a larger stage (P, progression) and the proportion that survived, but decreased in size to a smaller stage (R, setback), were also recorded (Zuidema & Boot, 2002). Regression (R) was calculated as the ratio between the number of individuals of a given stage (i) observed at a lower stage in the second inventory and the number of individuals sampled within stage (i) in the first inventory.

The population structure at time t is represented by the abundance of individuals at each stage in the lines of a vector n(t) within a single column (Figure 24). The product of the transition matrix (A) by the population vector n(t) provides the projection of the population structure for future time n(t+1). When multiplied several times from the initial population distribution n(t), a property of this matrix holds that the abundance of individuals at each stage tends to increase at a constant rate, which represents the dominant eigenvalue of the matrix (λ). This value is also called the population growth rate and represents a measure of the balance between survival and reproduction. This parameter estimates whether the number of individuals in the population will be stable ($\lambda=1$) over time, or whether population growth ($\lambda > 1$) or decline ($\lambda < 1$) will ensue.

Asymptotic growth rates (λ) were estimated as $\lambda_A = e^{(1/n) \cdot \ln m(A)}$, where λ_A is the annualized asymptotic growth rate for matrix A, which represents the population dynamics in the interval t between the censuses, and λ is the dominant eigenvalue of this matrix (Caswell, 2001). Elasticity analyses were performed to characterize the relative contribution of each demographic process (survival, growth, fertility, regression) to the population growth rate (λ) (Kroon & Anton et al., 1986; Crawell, 2001).

To assess which demographic differences contributed to better population performance in the last annual period (2019-2020), this matrix was compared to the five-year matrix (2014-2019) using retrospective analysis or the life table response experiment (LTRE) (Caswell, 2001). The contribution of each element of the matrix (cij) to the differences observed between the lambda

of the annual period and the five-year period was calculated. An LTRE experimental design was used: $c_{ij} = S_{ij} (a_{ij} - ij)$, where S_{ij} is the sensitivity matrix of the average matrix of the periods and an element of the average matrix (A_m) for each period. All analyses were performed in the statistical environment R (R Development Core Team, 2019) with the aid of the *popbio* package (Reza & Abdullah, 2011).

The abundance of *U. buiningii* individuals in the four habitats varied among areas. GB had the second highest abundance of individuals observed in 2020 ($n=756$) and a diameter distribution structure similar to MV, but with a smaller number of individuals per diameter class (Figure 25). Over the six years of monitoring, the number of individuals increased at all stages of life.

In GB, a decline in the *U. buiningii* subpopulation ($n=120$) was observed with a loss of 42% of individuals alive in 2019, according to the monitoring carried out in 2020, a period in which a recruitment bottleneck occurred (Figure 26). Observations made in 2021 (Henrique Santos, pers. obs.) showed high mortality of individuals in this area from cattle trampling.

Tilau had the smallest number of individuals (ca. 25 individuals) with evident gaps in the population structure by size class (Figure 27). After the 2014 inventory, the few remaining adult individuals were removed, but new individuals were also recruited in the smallest diameter classes, such as infants, juveniles, and smaller adults. Between 2014 and 2019, this area suffered the greatest net loss of individuals and basal area, but stood out for its higher recruitment value, compared to the other locations evaluated in the five-year period, remaining stable in the following annual interval of 2019-2020.

The highest density of individuals was found in MV ($n=995$) with an increase in their number over the years in the Infant, Juvenile, Adult-I and Adult-II stages of life (Figure 28).

In total, 1272 individuals were sampled in 2014, 895 in 2019 and 1896 in 2020. The smaller number of individuals in 2019 can be explained by the focus on sampling within the grid installed during this campaign, which structured the transects and plots to ensure better control in the monitoring of population dynamics over time. During the 2020 sampling, old individuals marked in 2014 outside the grid were found in GA ($n=542$), as well as a new subpopulation close to MV, not previously marked ($n=229$) (Figure 29).

On the other hand, the total number of individuals found exclusively in the sampling grid in 2014, 2019 and 2020 was, respectively, 839, 761 and 1075 individuals (Figure 30). Adult individuals predominate in the population of *U. buiningii*, especially those above 30.0 mm in diameter, classified as Adult-III (Table 1, Figure 31, Figure 32).

The percentage of adults (diameter > 20 mm) with reproductive structures, such as buds, flowers or fruits, was 34.2% in 2019, decreasing to 15% in 2020, with a higher proportion of

reproductive individuals in the intermediate diameter classes (Table 2, Figure 33). The same pattern was observed in the subset of data collected exclusively from the sampling grid, with 34% of individuals in 2019 exhibiting reproductive structures and only 13% of individuals in 2020 (Figure 34).

The highest average annual mortality rate was found in T in the 2014-2019 period, with no mortality being observed in the subsequent annual period 2019-2020 (Figure 35a). On the other hand, mortality increased in GB in the last annual period (2019-2020), and in the same period, mortality showed a slight decrease in GA and MV (Figure 35a). The recruitment rate was very low in GB at both monitoring intervals compared to T, which showed high levels of recruitment in both periods (Figure 35b). The mean increment in basal area of the surviving individuals was greater in T in both periods (Figure 36c), in part because of some individuals found in 2020, such as individual #812 at 6 cm in height and 58.75 mm in diameter, which may have been overlooked in previous inventories. The largest net change in the 2019-2020 annual period occurred in GB with a net loss in the number of individuals (Figure 35e) and basal area (Figure 35f).

The intrinsic population growth rate (λ) and the annualized growth rate (r) were negative in the period between 2014 and 2020 ($\lambda=0.88$; $r=0.98$), with a population projection indicating a reduction to half of the population at 48 years (Figure 36a-d). The first five-year period between 2014-2019 was more unfavorable for the population that showed negative growth rates ($\lambda=0.86$; $r=0.97$), with a population projection indicating a reduction to half its size in 36 years (Figure 36b-e). The last annual interval 2019-2020 was favorable for population growth with the intrinsic positive population growth rate ($\lambda=1.09$) and estimated population doubling in seven years (Figure 36c-f). The population growth rate depends on demographic parameters and may vary over the years owing to different factors, such as herbivory (Sampaio & Scariot, 2010), seed extraction (Zuidema & Boot, 2002), leaf extraction (Zuidema et al., 2007) or combined disorders, such as fire, herbivory and extractivism (Mandle et al., 2015).

The elasticity analysis shows that the survival and fertility rates of individuals in the Adult-III life stage are the main demographic processes that influenced the growth rate in 2014-2020 and 2014-2019 (Figure 371a-b). The mortality of adult individuals (or their removal) was high after the first inventory in 2014, causing a decrease in the population growth rate. On the other hand, during the 2019-2020 annual interval, in addition to the survival of Adults-III, the survival of Infants and Adults-I was also important to maintain the positive growth rate, as well as the serial progression of individuals to stages of longer lifespan and the fertility of adults in general (Figure 37c).

The stable distribution of individuals among the life stages indicates that the theoretical population in equilibrium should have between 39% and 53% of individuals in the Infant stage

(Figure 38), which represents a scenario of high population recruitment. This recruitment can be maintained by the high proportion of mature individuals, which would represent 21% to 40% of the total number of individuals in the Adult-III life stage in the stable distribution (Figure 38).

The biggest difference in population parameters between the unfavorable five-year period (2014-2019) and the last favorable annual period (2019-2020) was the progression from Adult I to Adult II (Figure 39a). However, survival was the main demographic parameter, which explains the difference between population growth rates in these two distinct periods, particularly Infant survival, followed by Adult III survival (Figure 39b).

1.3.5. Main processes and interactions

Rock weathering is one of the abiotic processes that governs substrate production and limited soil nutrient availability in rupestrian grassland ecosystems. Plants from rupestrian fields, which live under rocks, play an important role in extracting phosphorus, a chemical element necessary for plant growth. Species of *Barbacenia* sp. have roots called *velozioides* which secrete acids capable of corroding rocks and gaining access to phosphorus (Abrahão et al., 2014, 2020). In the habitats of *U. buiningii*, *Barbacenia* sp. is also an important component of the plant community where it also acts as a facilitating plant.

Facilitation appears to govern the establishment of *U. buiningii* in habitats where individuals grow and develop under rocks and certain shrubs (Figure 40). This positive interaction is well documented in the ecology of cacti (Valiente-Banuet & Ezcurra, 1991; Godínez-Alvarez & Valiente-Banuet, 1998; Drezner, 2006; Munguía-Rosas & Sosa, 2008; Landero & Valiente-Banuet, 2010). Our studies (Ribeiro-Silva et al., manuscript in preparation) indicate that individuals of *U. buiningii* in the intermediate classes of 20 to 60 mm in diameter are more numerous and positively associated with the abundance of *Encholirium subsecundum*, *Comanthera suberosa* and *Barbacenia* sp. This interaction can create "islands", consisting of a favorable environment for seed germination and seedling establishment owing to the lower temperatures and light intensity, as well as higher soil moisture under these species, when compared to the exposed soil. Additionally, the soil below the facilitating bromeliads is less acidic and has a lower concentration of aluminum, a toxic element for certain plants, a lower concentration of iron and a higher content of micronutrients, such as copper and zinc (Ribeiro-Silva et al., manuscript in preparation). These studies also indicated that photosynthetically active radiation (PAR) was greater in exposed soil conditions, compared to microhabitats created by facilitation, mainly by the bromeliad *Encholirium subsecundum* and, to a lesser degree, by *Vellozia* sp. The species likely to act as facilitators of *U. buiningii* are *Barbacenia* sp. (Velloziaceae), *E. subsecundum* (Bromeliaceae), *Cipocereus minensis* (Cactaceae), *Comanthera suberosa* (Eriocaulaceae) and *Vellozia* sp. (Velloziaceae). Rocks also play a key role. In habitats with greater quartzite coverage and the same amount of

incident photosynthetically active radiation, rocks act by softening temperature and increasing moisture when compared to exposed soil (Suelma Ribeiro et al., manuscript in preparation). The maintenance of *U. buiningii* populations depends on the protection of this network of biotic and abiotic interactions. The establishment and development of *U. buiningii* could be facilitated by the association with these species, making them suitable for planting after the removal of the invasive species *M. minutiflora* from areas of occurrence of *U. buiningii*.

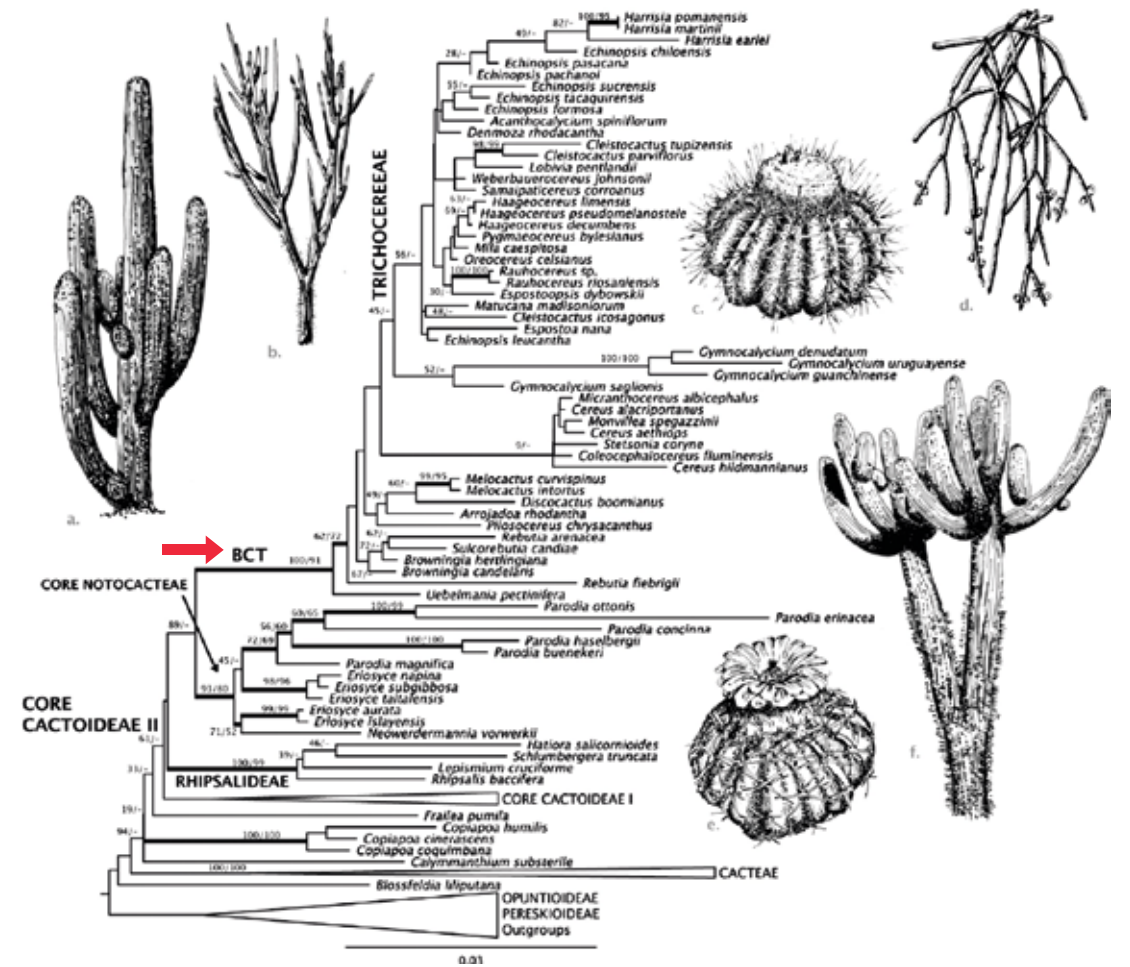
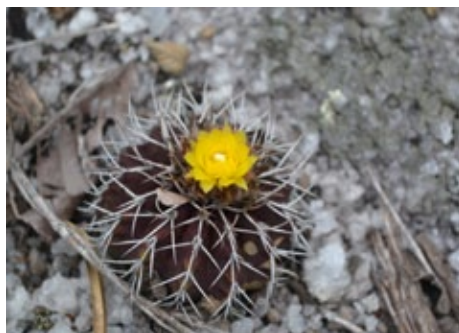
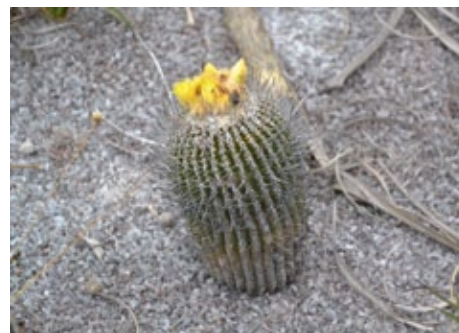


Figura 1. Parte da filogenia de Cactaceae, com destaque para o clado BCT (em vermelho) indicando *Uebelmannia* como o táxon irmão da maioria das espécies de cactáceas da América do Sul (Adaptado de Hernández et al., 2011).

Figure 1. Part of the Cactaceae phylogeny, highlighting the BCT clade (in red) indicating *Uebelmannia* as the sister taxon of most South American cacti species (Adapted from Hernández et al., 2011).



a)



b)



c)



d)

Figura 2. Táxons do gênero *Uebelmannia*. (a). *Uebelmannia buiningii* Donald, (b). *Uebelmannia gummifera* (Backeb.&Voll) Buining, (c). *Uebelmannia gummifera* subsp. *meninensis* (Buining) P.J.Braun & Esteves e (d). *Uebelmannia pectinifera* subsp. *favispina* Buining & Brederoo (Fonte: Arquivos da RedCactos).

Figure 2. Taxons of the *Uebelmannia* genus. (a). *Uebelmannia buiningii* Donald, (b). *Uebelmannia gummifera* (Backeb.&Voll) Buining, (c). *Uebelmannia gummifera* subsp. *meninensis* (Buining) P.J.Braun & Esteves and (d). *Uebelmannia pectinifera* subsp. *favispina* Buining & Brederoo (Source: RedCactos Archives).

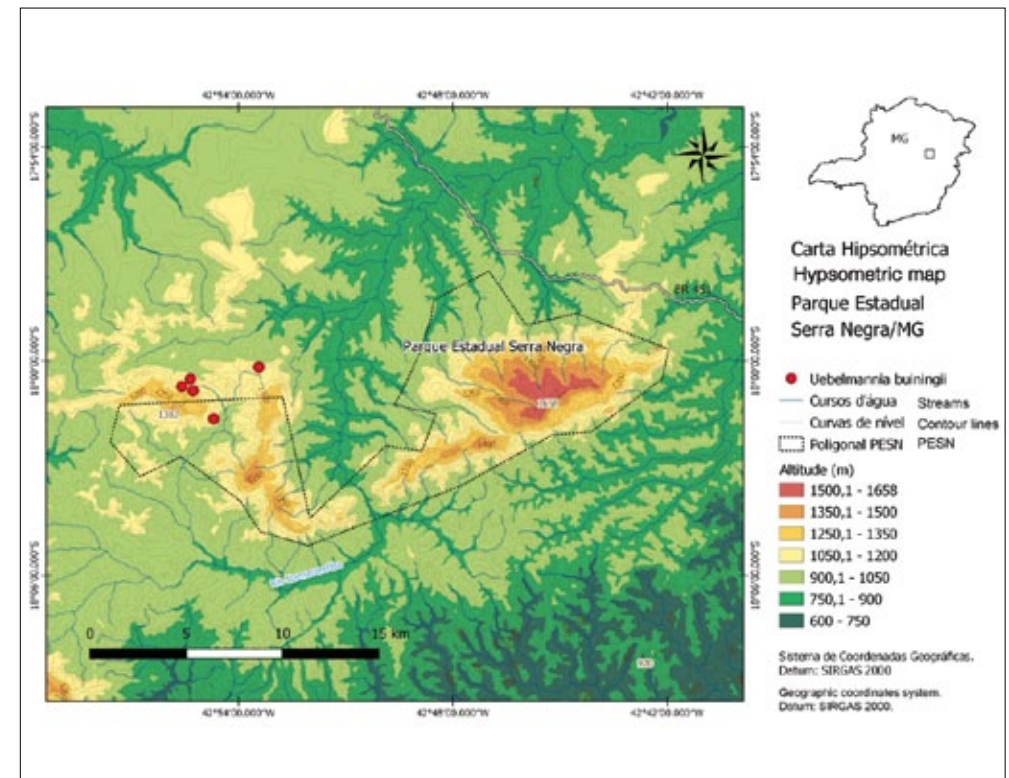


Figura 3. Localização da população de *Uebelmannia buiningii* Donald no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba - MG.

Figure 3. Location of the *Uebelmannia buiningii* Donald population in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG.

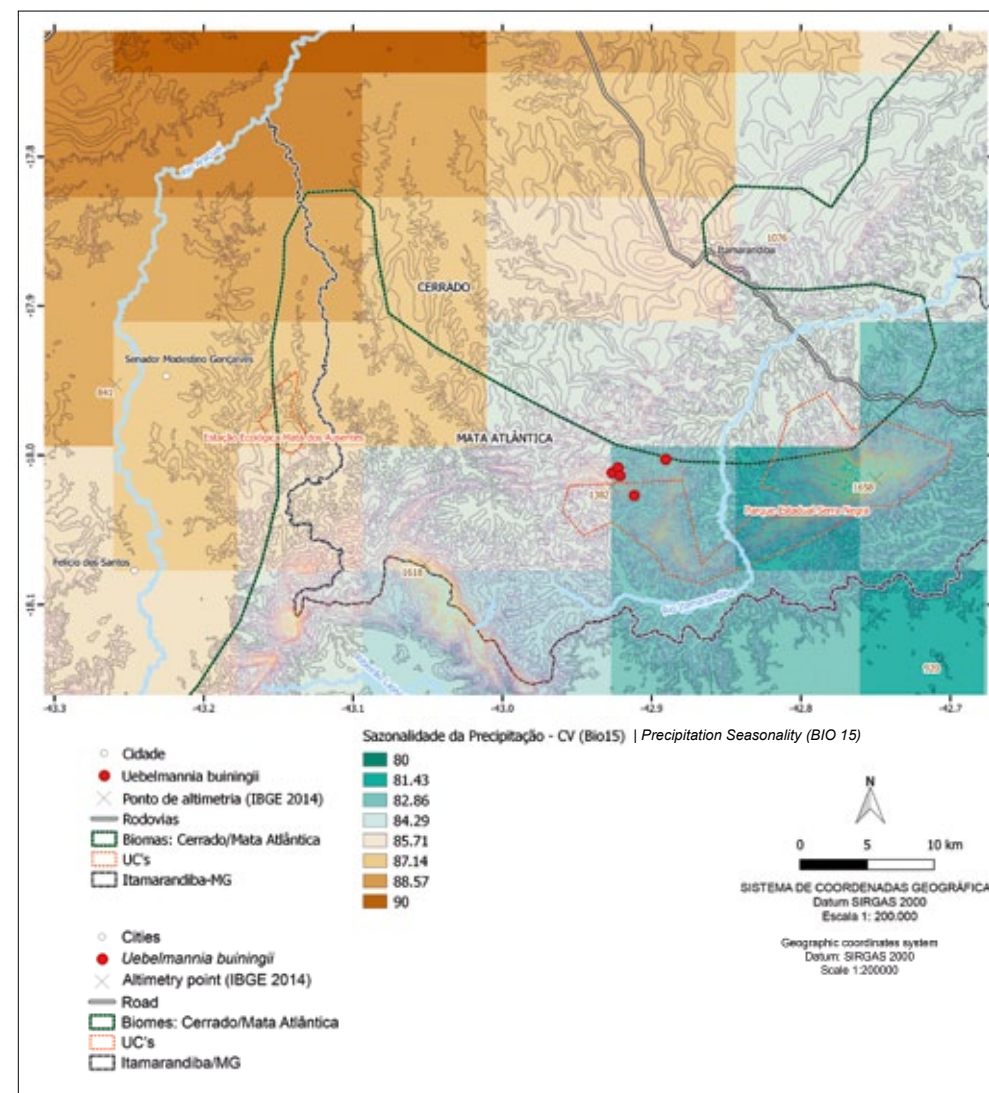
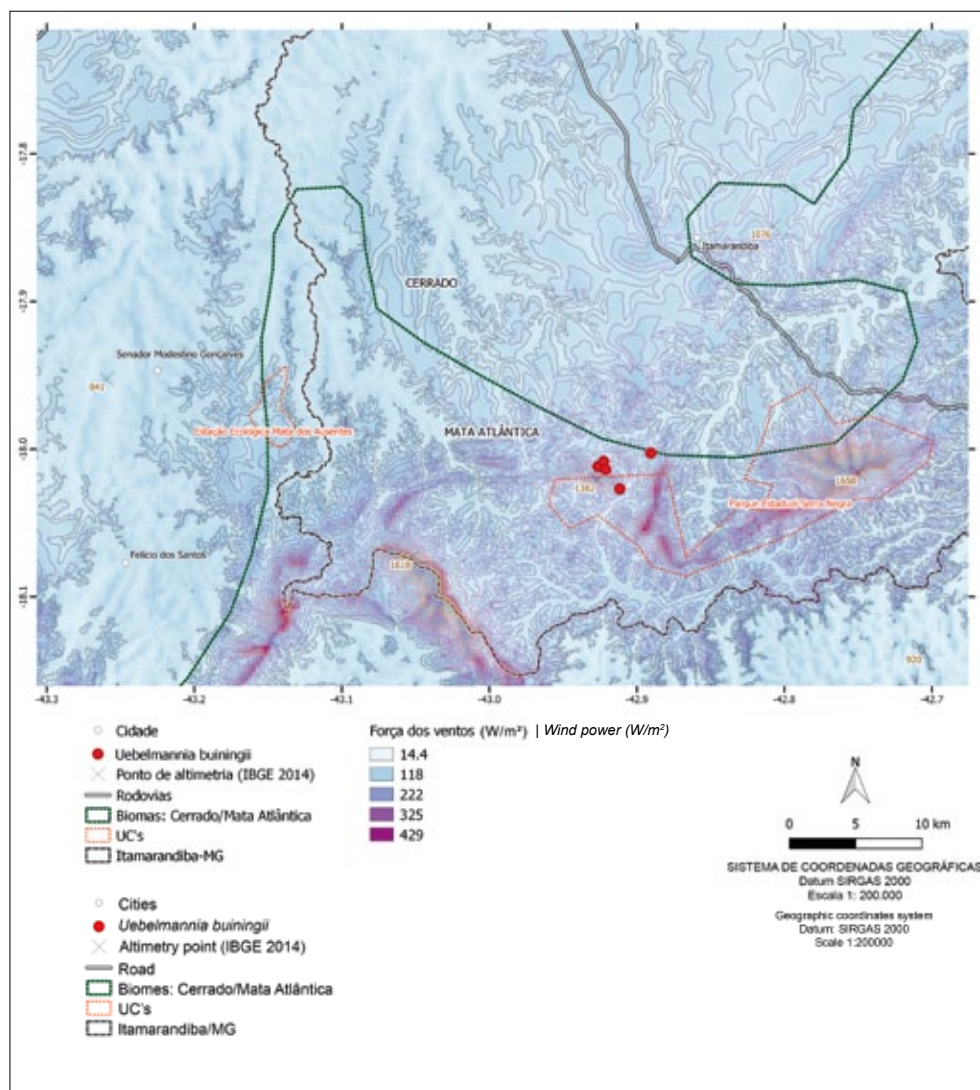


Figura 4. Força dos ventos na região de ocorrência das populações de *Uebelmannia buiningii* Donald, Parque Estadual Serra Negra, Itamarandiba-MG. Fonte dos dados Global Wind Atlas, World Bank Group e Universidade da Dinamarca.

Figura 4. Wind strength in the region of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald populations, Serra Negra State Park, Itamarandiba-MG. Data source Global Wind Atlas, World Bank Group and University of Denmark.

Figura 5. Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação) na região de ocorrência das populações de *Uebelmannia buiningii* Donald, no Parque Estadual da Serra Negra, Itamarandiba-MG. Fonte: Variável Bio15, WorldClim 2000 – Global Climate Data.

Figure 5. Precipitation seasonality (coefficient of variation) in the region of occurrence of populations of *Uebelmannia buiningii* Donald, in Serra Negra State Park, Itamarandiba-MG. Source: Variable Bio15, WorldClim 2000 – Global Climate Data.

Período 1931 à 1960

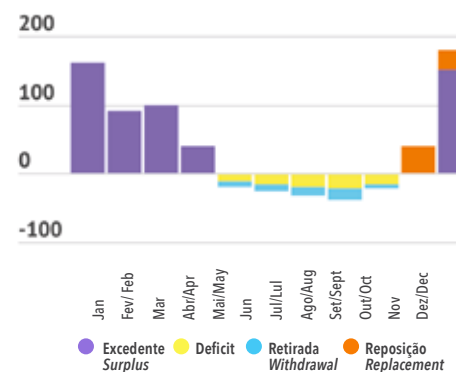
BALANÇO HÍDRICO CLIMATOLÓGICO

- NORMAL 31- 60

CLIMATOLOGICAL WATER BALANCE

- NORMAL 1931-1960

83538 - DIAMANTINA

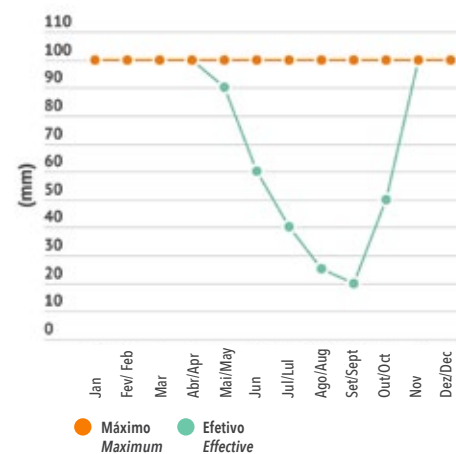


ARMAZENAMENTO DE ÁGUA NO SOLO

- NORMAL 31-60

SOIL WATER STORAGE NORMAL 1931-1960

83538 - DIAMANTINA



Período 1961 à 1990

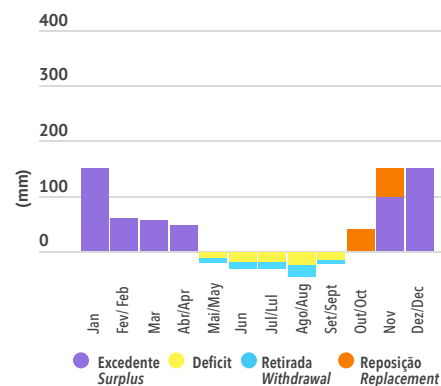
BALANÇO HÍDRICO CLIMATOLÓGICO

- NORMAL 61-90

CLIMATOLOGICAL WATER BALANCE

- NORMAL 1961-1990

83538 - DIAMANTINA



ARMAZENAMENTO DE ÁGUA NO SOLO

- NORMAL 61-90

SOIL WATER STORAGE NORMAL 1961-1990

83538 - DIAMANTINA

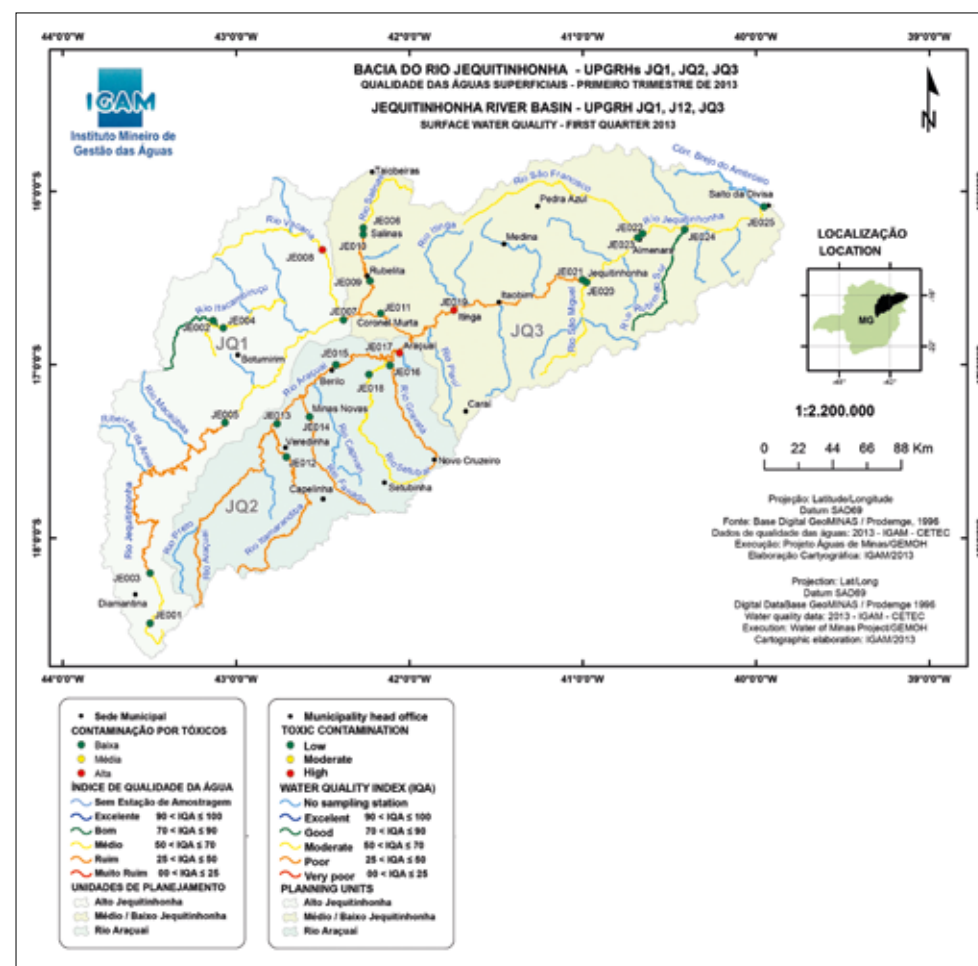
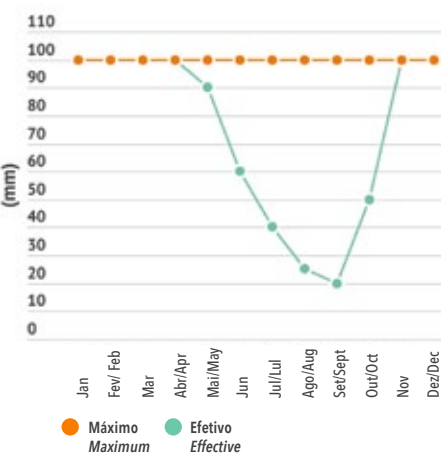


Figura 7. Qualidade das águas superficiais das Bacias Hidrográficas do Alto rio Jequitinhonha, do rio Araçuai e do Médio e Baixo rio Jequitinhonha no primeiro trimestre de 2013, realizado pelo IGAM. Fonte: Base Digital GeoMinas/ Prodeme, 1996. Dados de qualidade das águas: 2013 - IGAM - CETEC.

Figure 7. Quality of surface water in the Upper Jequitinhonha River, Araçuai River and Middle and Lower Jequitinhonha River Watersheds in the first quarter of 2013, carried out by IGAM. Source: Digital Base GeoMinas/ Prodeme, 1996. Water quality data: 2013 - IGAM - CETEC.

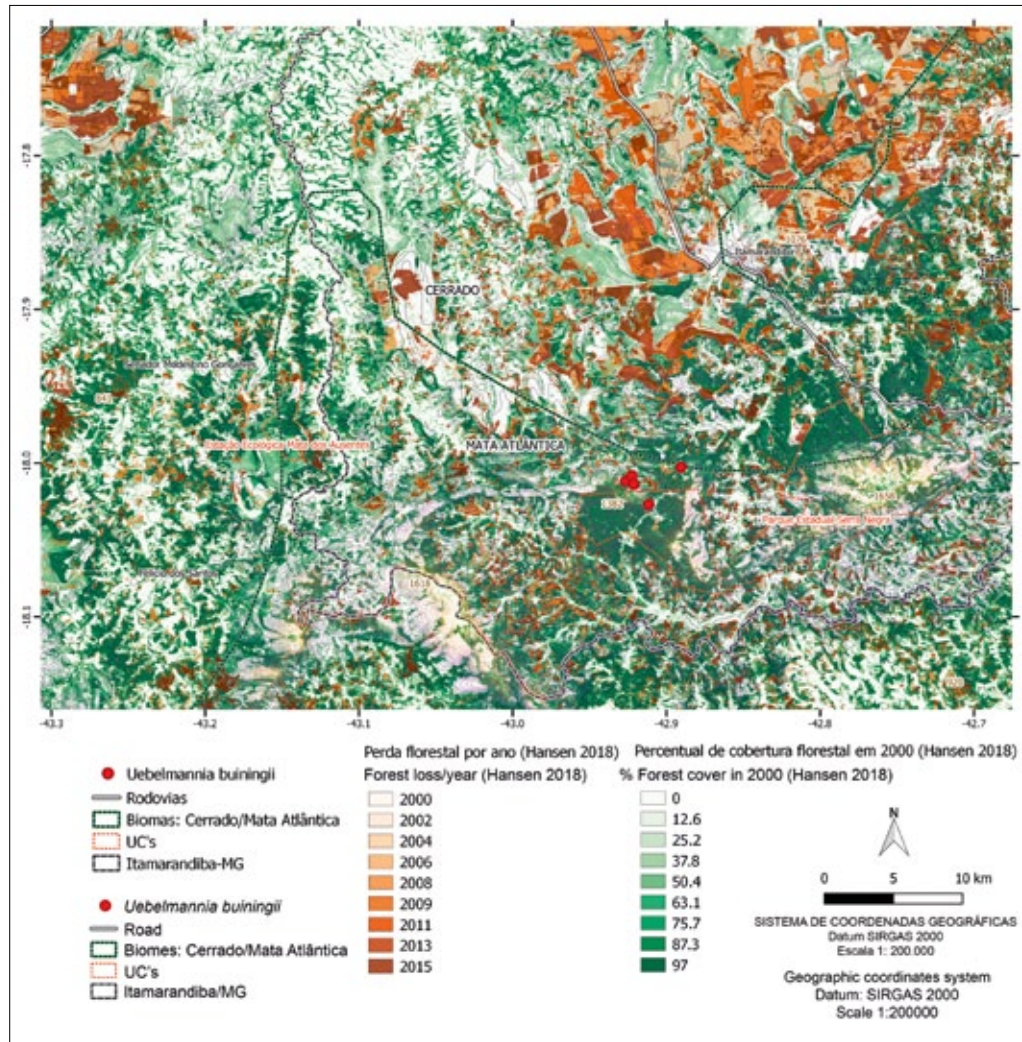


Figura 8. Cobertura de florestas no ano 2000 e a perda florestal nos anos subsequentes até 2015 nas áreas de ocorrência de *Uebelmannia buiningii* Donald (Hansen et al., 2013).

Figure 8. Forest cover in the year 2000 and forest loss in subsequent years up to 2015 in areas of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald (Hansen et al., 2013).

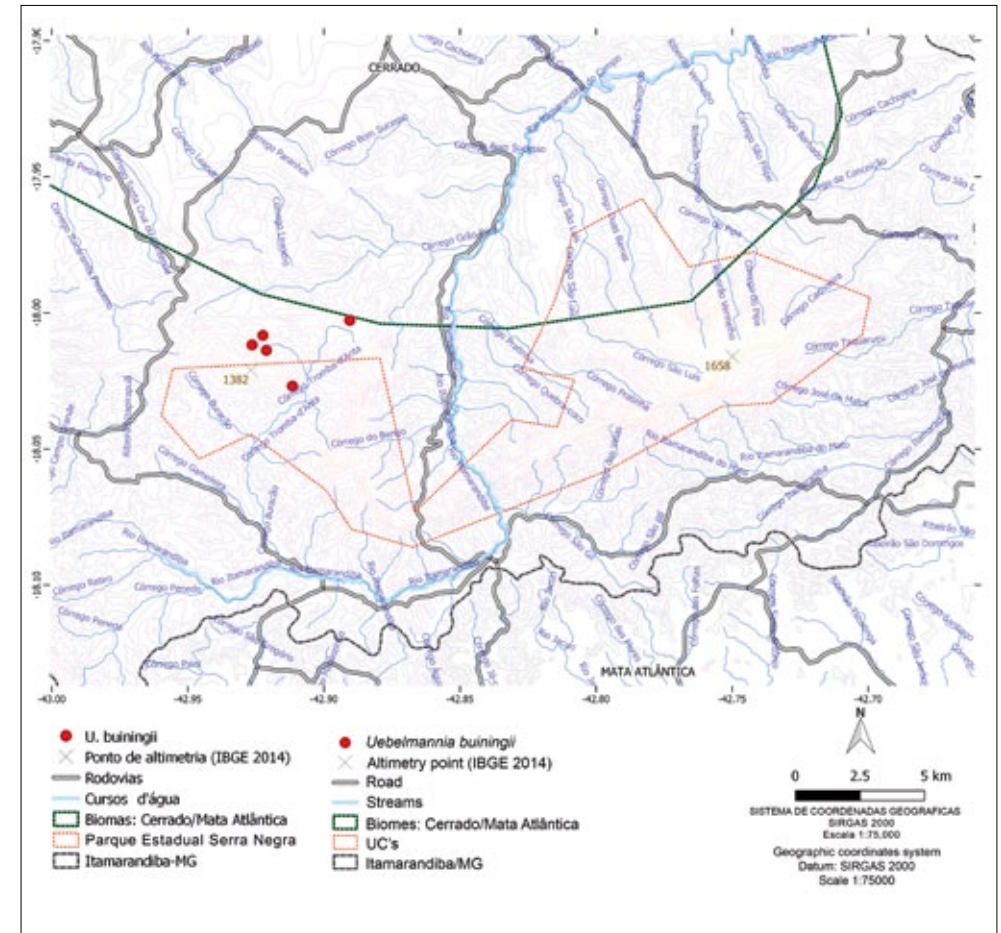


Figura 9. Hidrografia da região de ocorrência das populações de *Uebelmannia buiningii* Donald, no Parque Estadual da Serra Negra (PESN), Itamarandiba-MG.

Figure 9. Hydrography of the region of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald populations in Serra Negra State Park (PESN), Itamarandiba-MG.

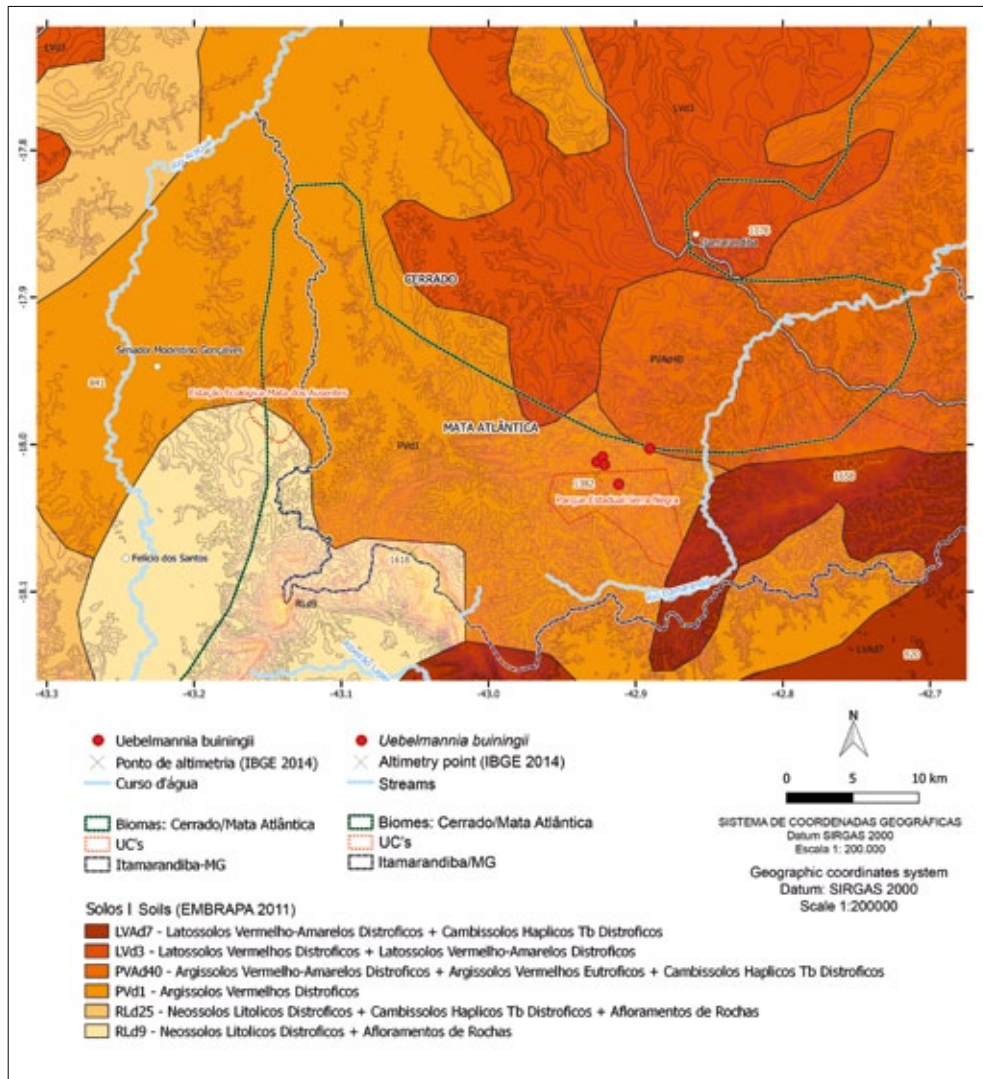


Figura 10. Solos (EMBRAPA, 2011) na região de ocorrência da população de *Uebelmannia buiningii* Donald no Parque Estadual da Serra Negra (PESN), Itamarandiba - MG.

Figure 10. Soils (EMBRAPA, 2011) in the region of occurrence of the population of *Uebelmannia buiningii* Donald in Serra Negra State Park (PESN), Itamarandiba - MG.

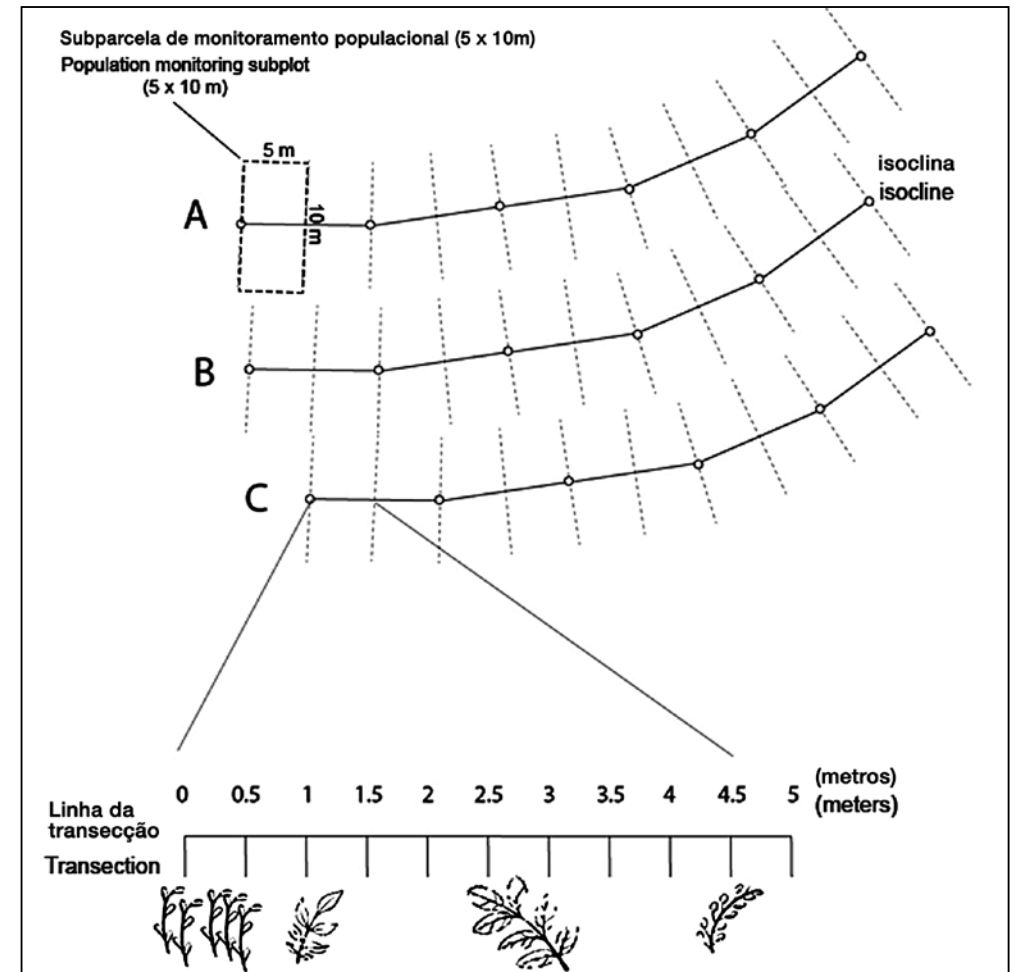


Figura 11. Desenho amostral esquemático indicando três transecções hipotéticas (A, B, C), com comprimento de 50 metros, seguindo a curva de nível do terreno (isoclina). Foram delimitadas 10 subparcelas de 5 m x 10 m ao longo de cada transecção para amostragem das populações de *Uebelmannia buiningii* Donald. No detalhe é ilustrado o método do ponto intercepto utilizado para amostragem sistemática da cobertura das espécies vegetais.

Figure 11. Schematic sampling design indicating three hypothetical transects (A, B, C), with a length of 50 meters, following the terrain contour curve (isocline). Ten subplots of 5 m x 10 m were delimited along each transection to sample populations of *Uebelmannia buiningii* Donald. In detail, the intercept point method used for systematic sampling of plant species coverage is illustrated.

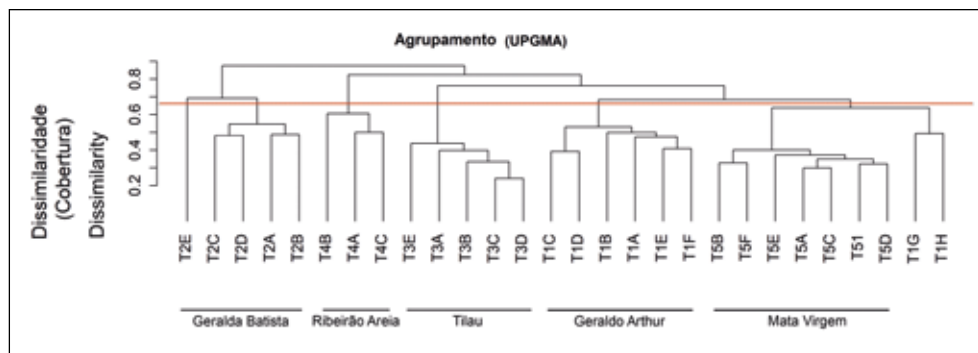


Figura 12. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir das dissimilaridades (Bray-Curtis) entre a cobertura relativa de espécies vegetais nos campos rupestres dos refúgios montanos no Parque Estadual da Serra Negra e entorno, Itamarandiba-MG. A linha vermelha indica os grupos formados com 67% de dissimilaridade.

Figure 12. Cluster analysis (UPGMA) from dissimilarities (Bray-Curtis) between the relative coverage of plant species in the rupestrian fields of montane refuges in the Serra Negra State Park and surroundings, Itamarandiba-MG. The red line indicates the formed groups with 67% dissimilarity.

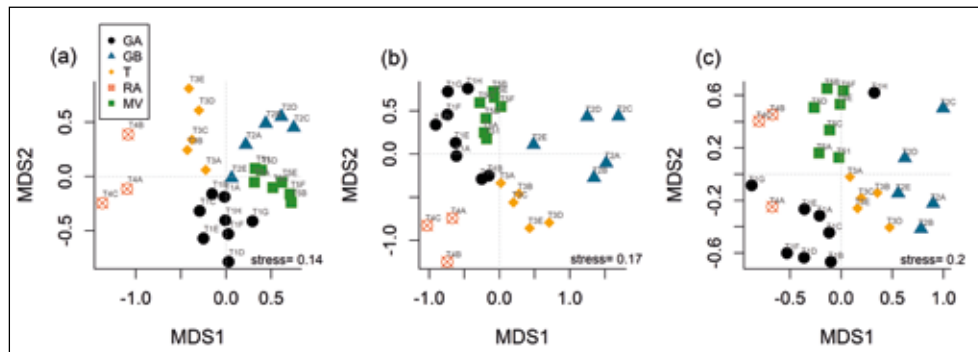


Figura 13. Diagrama de ordenação multidimensional não métrica (NMDS) indicando dissimilaridades: (a) cobertura relativa por formas de vida; (b) cobertura relativa de espécies vegetais; (c) presença/ausência de espécies vegetais em 28 transecções de amostragem, em cinco refúgios montanos com vegetação de campo rupestre, no Parque Estadual da Serra Negra e entorno, Itamarandiba-MG. GA= Geraldo Arthur, GB= Geralda Batista, T= Tilau, RA= Ribeirão de Areia, MV= Mata Virgem.

Figure 13. Non-metric multidimensional ordering (NMDS) diagram indicating dissimilarities: (a) relative coverage by life forms; (b) relative coverage of plant species; (c) presence/absence of plant species in 28 sampling transects, in five montane refuges with rupestrian grassland vegetation, in Serra Negra State Park and surroundings, Itamarandiba-MG. GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista, T = Tilau, RA = Ribeirão de Areia, MV = Virgin Forest.

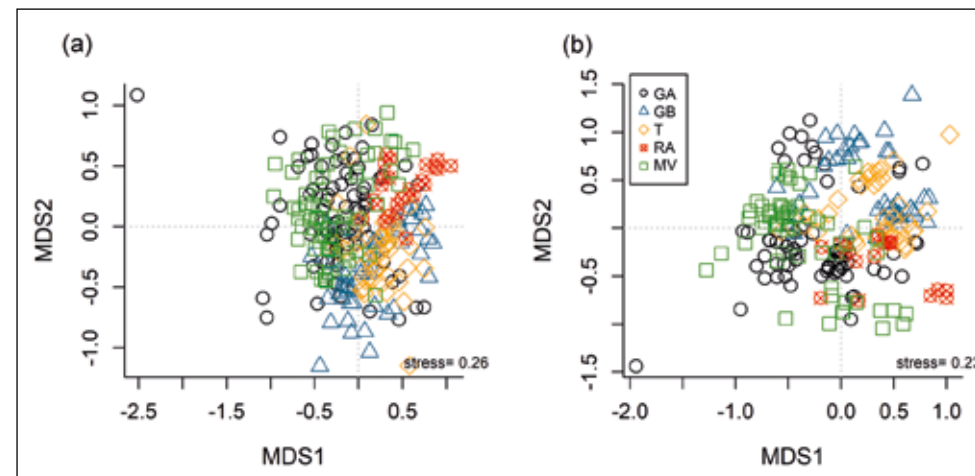


Figura 14. Diagrama de ordenação multidimensional não métrica (NMDS) indicando as dissimilaridades: (a) cobertura de espécies vegetais; (b) presença/ausência de espécies, entre 280 sub-parcelas nas transecções de amostragem, em cinco habitats de refúgio montano com vegetação de campo rupestre, no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. GA= Geraldo Arthur, GB= Geralda Batista, T= Tilau, RA= Ribeirão de Areia, MV= Mata Virgem.

Figure 14. Non-metric multidimensional ordination diagram (NMDS) indicating the dissimilarities: (a) plant species coverage; (b) presence/absence of species, among 280 sub-plots in the sampling transects, in five montane refuge habitats with rupestrian field vegetation, in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba-MG. GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista, T = Tilau, RA = Ribeirão de Areia, MV = Virgin Forest.

Figura 15. Indivíduos de *Uebelmannia buiningii* em comunidade herbáceo-arbustiva, destacando a presença de espécies de Euriocaulaceae e Bromeliaceae na região de Serra Negra, Itamarandiba - MG.

Figure 15. Individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald in a herbaceous-shrub community, highlighting the presence of species of Euriocaulaceae and Bromeliaceae in the Serra Negra region, Itamarandiba - MG.



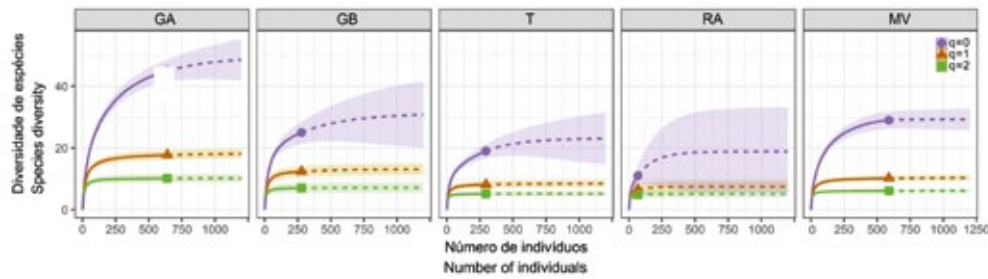


Figura 16. Perfis de diversidade da vegetação de campos rupestres em cinco refúgios montanos, com registros de ocorrência de *Uebelmannia buiningii* Donald, no PESN e entorno, Itamarandiba-MG. GA= Geraldo Arthur, GB= Geralda Batista, T= Tilau, RA= Ribeirão de Areia, MV= Mata Virgem.

Figure 16. Vegetation diversity profiles of rupestrian fields in five montane refuges, with records of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald in the PESN and surrounding areas, Itamarandiba-MG. GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista, T = Tilau, RA = Ribeirão de Areia, MV = Virgin Forest.

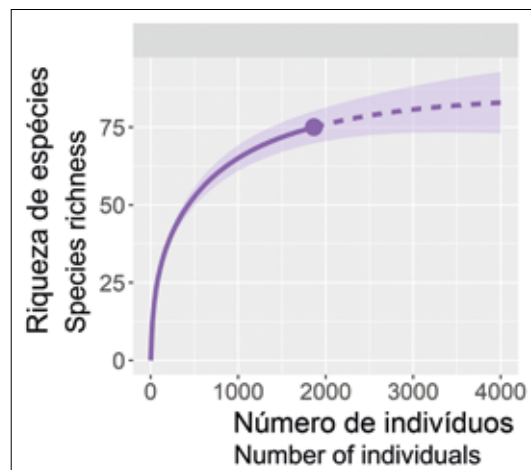


Figura 17. Perfil de diversidade da vegetação amostrada nos campos rupestres de cinco refúgios montanos, com registros de ocorrência de *Uebelmannia buiningii* Donald no Parque Estadual Serra Negra e entorno, Itamarandiba-MG.

Figure 17. Vegetation diversity profile sampled in the rupestrian fields of five montane refuges, with records of the occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald in Serra Negra State Park and surroundings, Itamarandiba-MG.

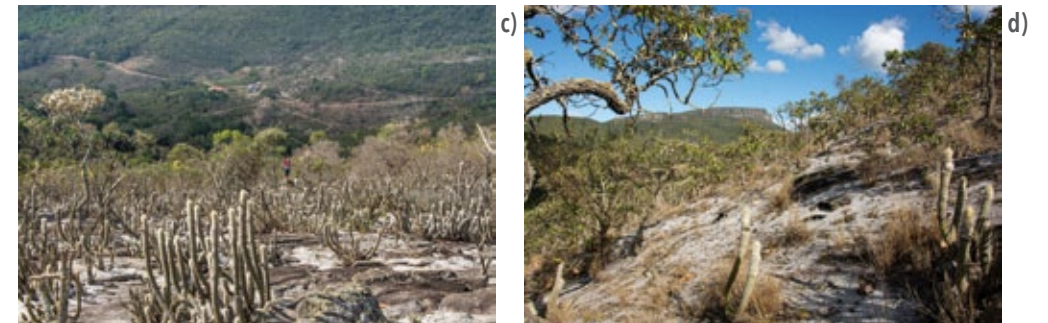
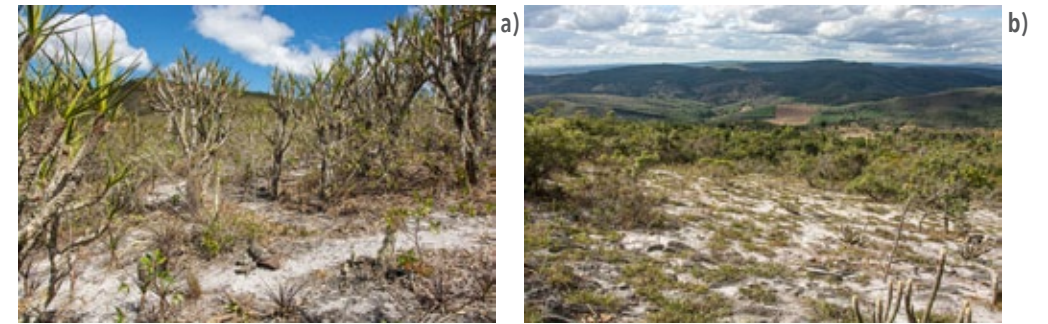


Figura 18. Habitats de ocorrência de *Uebelmannia buiningii* Donald nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço de Minas Gerais. a) Área 1. Geraldo Arthur, b) Área 2. Geralda Batista, c) Área 3. Tilau, d) Área 4. Ribeirão de Areia e, e) Área 5. Mata Grande. mostrando a paisagem caracterizada pelas florestas plantadas de eucalipto, pastagens ao fundo e predominância de *Pilosocereus aurisetus* subsp. *aurisetus*.

Figure 18. Habitats of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald in the rupestrian fields of the Espinhaço Range of Minas Gerais. a) Area 1. Geraldo Arthur, b) Area 2. Geralda Batista, c) Area 3. Tilau, d) Area 4. Ribeirão de Areia and, e) Area 5. Mata Grande. showing the landscape characterized by planted eucalyptus forests, pastures in the background and predominance of *Pilosocereus aurisetus* subsp. *aurisetus*.

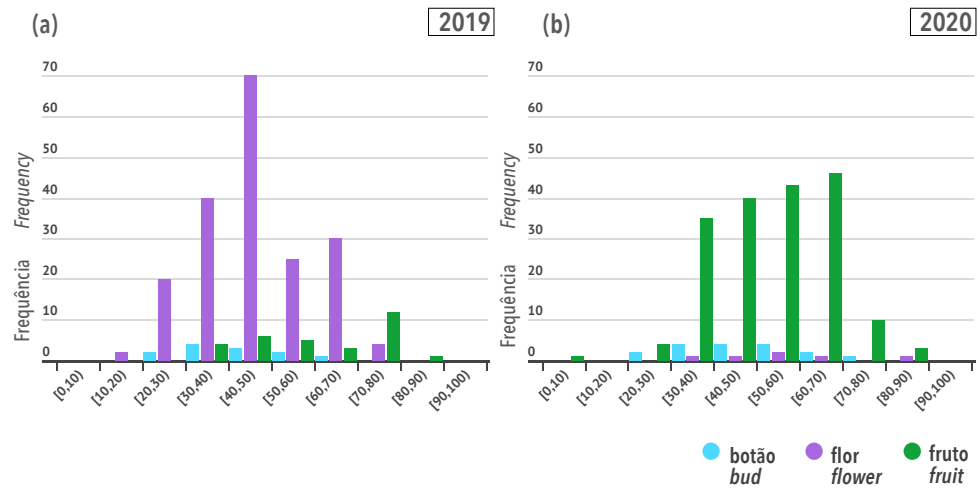


Figura 19. Frequência de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* por classes de diâmetro (mm), exibindo estruturas reprodutivas (botão, flor e fruto) em observações realizadas em agosto de 2019 (a) e entre agosto-setembro de 2020 (b) na população, Itamarandiba - MG.

Figure 19. Frequency of individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes (mm), showing reproductive structures (bud, flower and fruit) in observations carried out in August 2019 (a) and between August-September 2020 (b) in the population, Itamarandiba - MG.

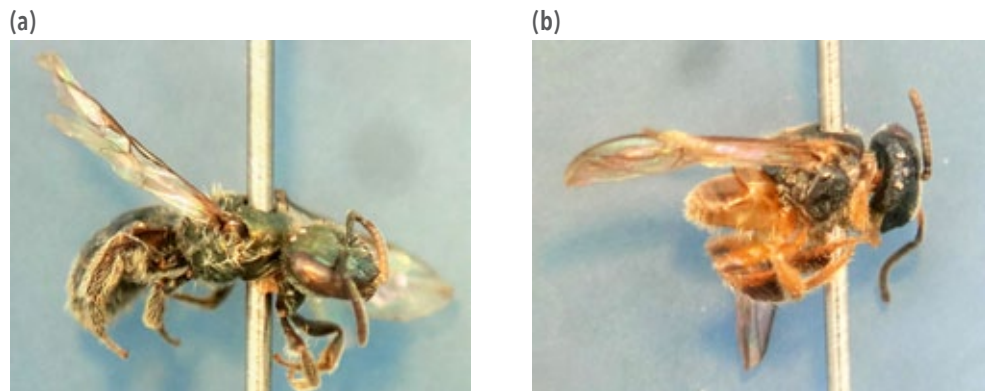


Figura 20. Vistantes florais e potenciais polinizadores de *Uebelmannia buiningii* a) *Dialictus opacus* b) *Plebeia* sp. (Fonte: Adaptado de Teixeira et al., 2014).

Figure 20. Floral views and potential pollinators of *Uebelmannia buiningii* Donald a) *Dialictus opacus* b) *Plebeia* sp. (Source: Adapted from Teixeira et al., 2014).

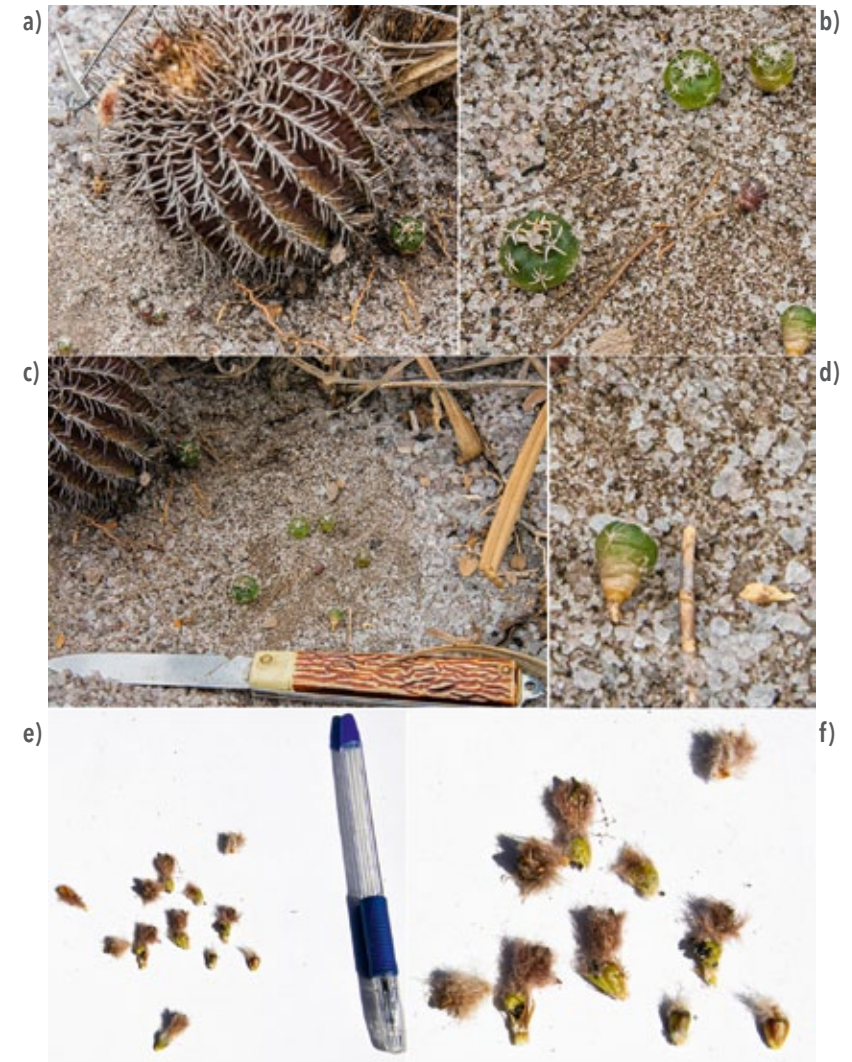


Figura 21. a) Dispersão de frutos no ápice de *Uebelmannia buiningii*; (b) Regenerantes expostos após retirada da camada superficial de solo, cerca de 1 a 2 cm, na base desse indivíduo reprodutivo, indicando baixa capacidade de dispersão. (c) Detalhe da plântula com a parte inicial de sua raiz pivotante; (d) Detalhes das plântulas com a parte inicial de sua raiz pivotante; (e) Cápsulas de frutos; (f) Detalhe dos frutos e pequenas sementes (Fotos:Oliveira,W/Redcactus).

Figure 21. a) Fruit dispersion at the apex of *Uebelmannia buiningii*; (b) Regenerants exposed after removal of the surface layer of soil, about 1 to 2 cm, at the base of this reproductive individual, indicating low dispersal capacity. Note the different colors of regenerants, depending on the size of the individual; (c) The same indicating the comparative scale and the network of surface roots revealed by the removal of the topsoil; (d) Detail of the seedling with the initial part of its pivoting root; (e) Fruit capsules; (f) Detail of the fruits and small seeds (Photos: Oliveira, W / RedCactus).

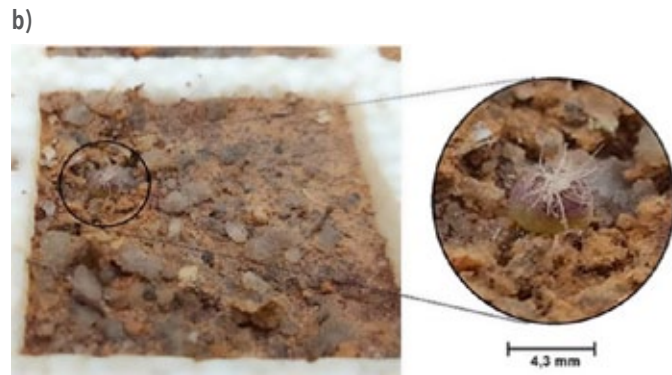
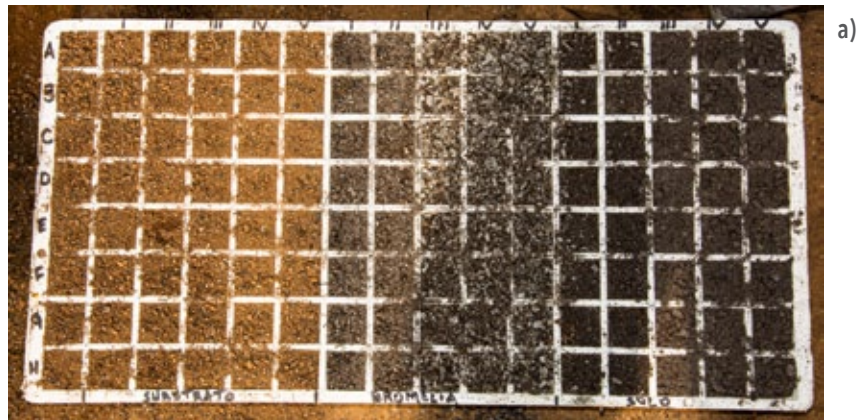
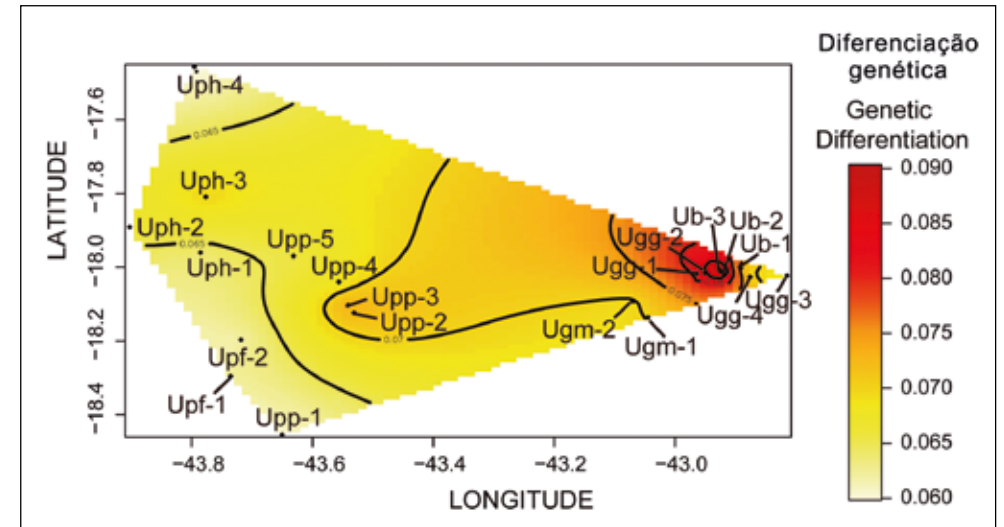


Figura 22. (a) Experimento de germinação de *Uebelmannia buiningii* no viveiro de mudas do PESN, Itamarandiba/MG, utilizando bandeja de germinação (70 cm x 35 cm x 8 cm), com três tratamentos, a) substrato de viveiro (terra misturada com adubo), b) solo baixo das folhas da bromélia *Encholirium subsecundum* (espécie facilitadora do cacto) e c) o solo exposto das áreas naturais de ocorrência do cacto. Foram plantadas 5 sementes em cada quadrícula, com o total de 600 sementes e taxa de germinação de 2,2%, seis meses após o plantio, realizado em outubro de 2019. (b) Detalhe da germinação de um indivíduo em uma quadrícula com substrato de viveiro (terra e adubo).

Figure 22. (a) *Uebelmannia buiningii* germination experiment in the PESN seedling nursery, Itamarandiba/MG, using a germination tray (70 cm x 35 cm x 8 cm), with three treatments, a) nursery substrate (mixed soil with fertilizer), b) low soil of the leaves of the bromeliad *Encholirium subsecundum* (facilitating species of the cactus) and c) the exposed soil of the natural areas of occurrence of the cactus. Five seeds were planted in each grid, with a total of 600 seeds and a germination rate of 2.2%, six months after planting, carried out in October 2019. (b) Detail of the germination of an individual in a grid with substrate of nursery (soil and fertilizer).



*AR= Riqueza alélica; n e= Número efetivo de alelos

Figura 23. Diferenciação genética local no gênero *Uebelmannia* Buining, sugerindo que indivíduos de *U. buiningii* pertencem a um único agrupamento genético (Fonte: Adaptado de Silva et al., 2020).

Figure 23. Local genetic differentiation in the *Uebelmannia* genus, suggesting that *U. buiningii* individuals belong to a single genetic grouping (Source: Adapted from Silva et al., 2020).

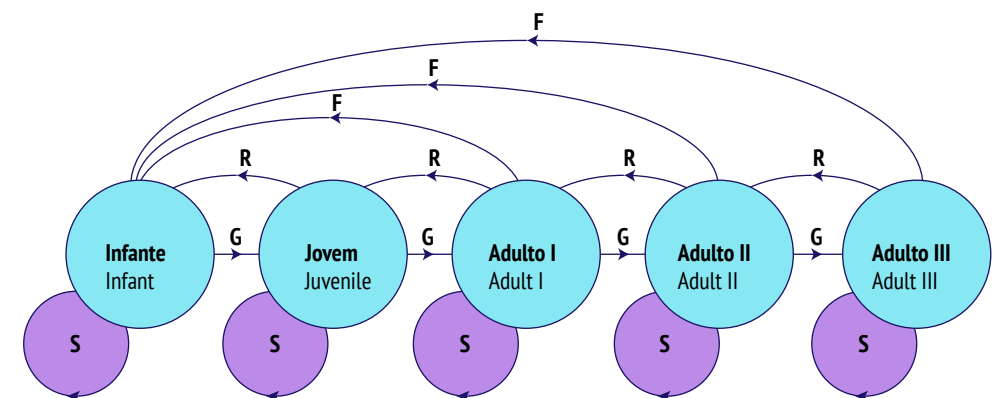


Figura 24. Diagrama esquemático com as possibilidades de transições entre os estágios de vida de *Uebelmannia buiningii* Donald.

Figure 24. Schematic diagram showing the possibilities of transitions between the life stages of *Uebelmannia buiningii* Donald.

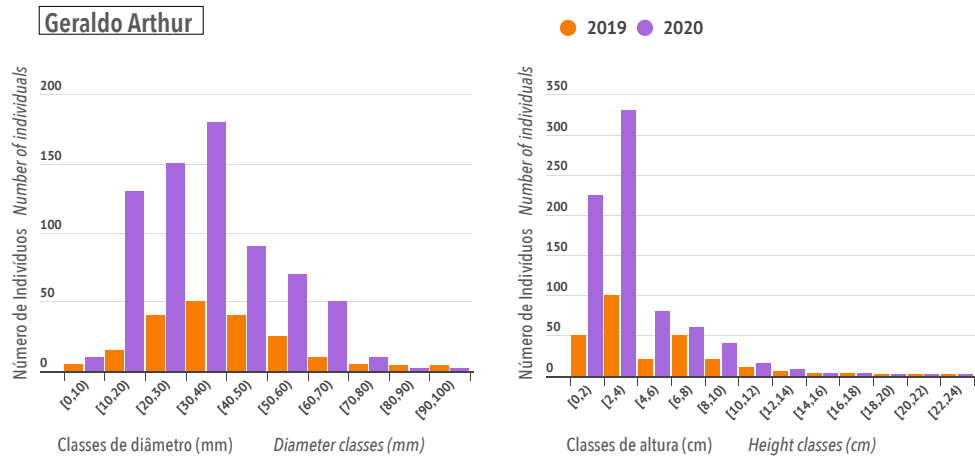


Figura 25. Estrutura populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro na localidade de Geraldo Arthur, Itamarandiba/MG, amostrada durante 2019 e 2020, destacando-se o encontro de uma nova subpopulação no local durante o último inventário.

Figure 25. Population structure of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes in Geraldo Arthur, Itamarandiba/MG, sampled during 2019 and 2020, highlighting the finding of a new subpopulation at the site during the last inventory.

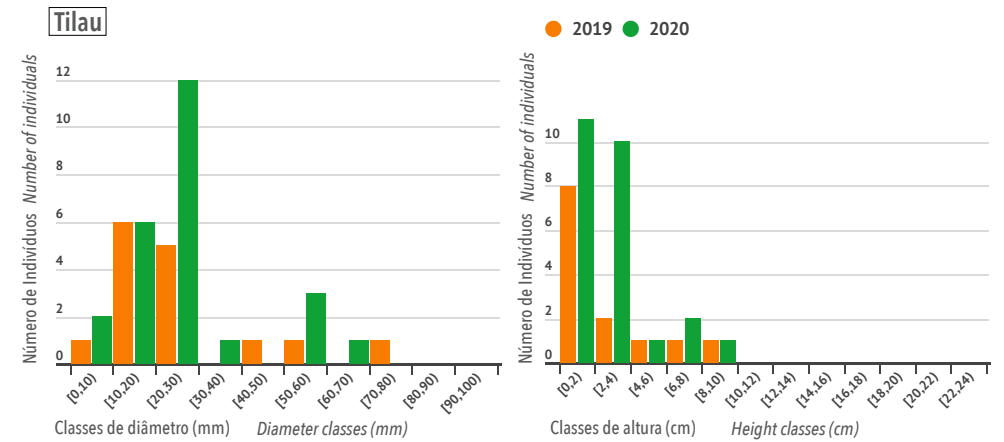


Figura 27. Estrutura populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro na localidade de Tilau, dentro do PESN, Itamarandiba - MG, amostrada durante 2019 e 2020, destacando-se o encontro de uma nova subpopulação no local durante o último inventário.

Figure 27. Population structure of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes in the Tilau locality, within the PESN, Itamarandiba - MG, sampled during 2019 and 2020, highlighting the finding of a new subpopulation at the site during the last inventory.

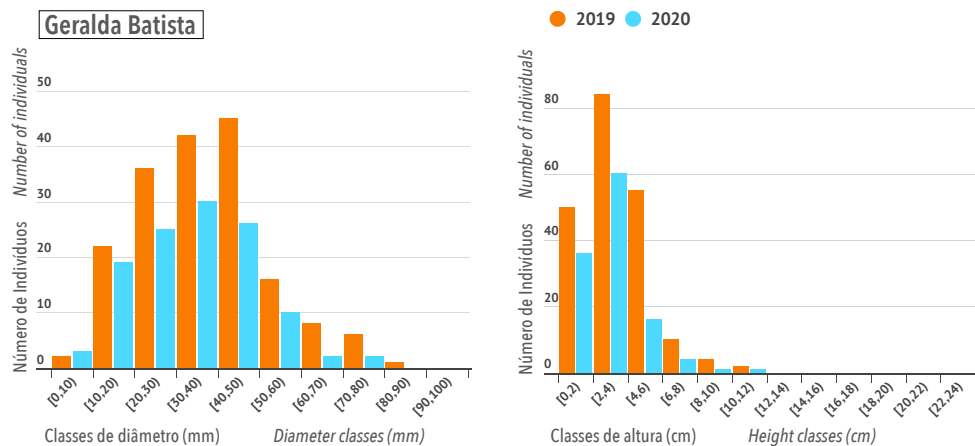


Figura 26. Estrutura populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro na localidade de Geralda Batista, Itamarandiba/MG, amostrada durante 2019 e 2020, destacando-se o encontro de uma nova subpopulação no local durante o último inventário.

Figure 26. Population structure of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes in Geralda Batista, Itamarandiba/MG, sampled during 2019 and 2020, highlighting the finding of a new subpopulation at the site during the last inventory.

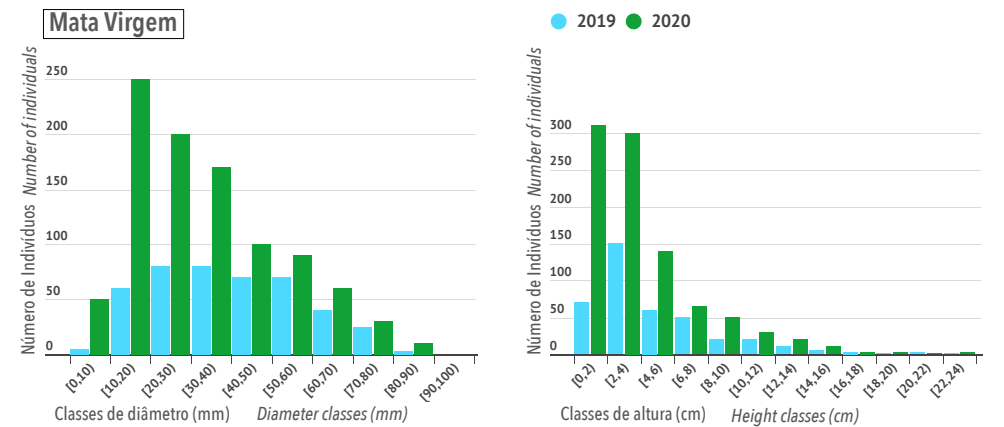


Figura 28. Estrutura populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro na localidade de Mata Virgem, Itamarandiba - MG, amostrada durante 2019 e 2020, destacando-se o encontro de uma nova subpopulação no local durante o último inventário.

Figure 28. Population structure of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes in Mata Virgem, Itamarandiba - MG, sampled during 2019 and 2020, highlighting the finding of a new subpopulation at the site during the last inventory.

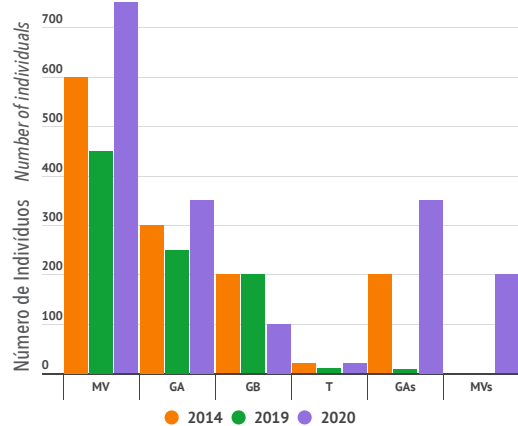


Figura 29. Número de indivíduos amostrados durante três inventários realizados em 2014 (n=1272), 2019 (n=895) e 2020 (n=1896) em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. MV = Mata Virgem, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista e T = Tilau. Alguns indivíduos foram amostrados fora das parcelas de monitoramento na área de Geraldo Arthur (GAs) e uma subpopulação amostrada em 2020 nas imediações da área da Mata Virgem (MVs).

Figure 29. Number of individuals sampled during three inventories carried out in 2014 (n=1272), 2019 (n=895) and 2020 (n=1896) in four locations in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba-MG. MV = Virgin Forest, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista and T = Tilau. Some individuals were sampled outside the monitoring plots in the Geraldo Arthur area (GAs) and a subpopulation sampled in 2020 in the vicinity of the Mata Virgin area (MVs).

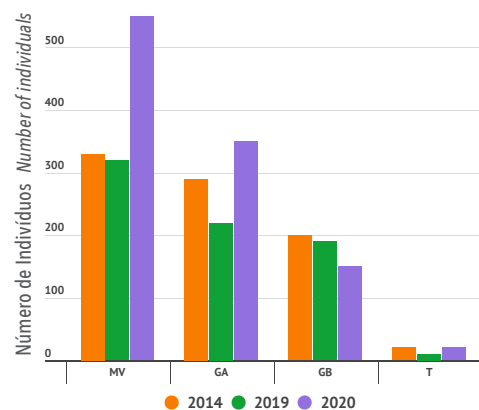


Figura 30. Número de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald amostrados exclusivamente dentro das transecções de monitoramento durante três inventários realizados em 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075) em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. MV = Mata Virgem, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista e T = Tilau.

Figure 30. Number of *Uebelmannia buiningii* Donald individuals sampled exclusively within monitoring transects during three inventories carried out in 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075) in four locations in Serra Estadual da Serra Negra and its surroundings, Itamarandiba-MG. MV = Virgin Forest, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista and T = Tilau.

	INFANTE/ INFANT	JOVEM/ JUVENILE	ADULTO I/ ADULT I	ADULTO II/ ADULT II	ADULTO III/ ADULT III
A1: 2014-2020					
INFANTE/ INFANT	0,001	0,000	0,938	0,942	0,94
JOVEM/ JUVENILE	0,037	0,010	0,014	0,000	0,011
ADULTO I/ ADULT I	0,148	0,069	0,028	0,018	0,021
ADULTO II/ ADULT II	0,074	0,039	0,021	0,001	0,008
ADULTO III/ ADULT III	0,148	0,157	0,264	0,281	0,285
nx	27	102	144	57	712
qx	0,593	0,725	0,660	0,684	0,659
A2: 2014-2019					
INFANTE/ INFANT	0,001	0,023	0,589	0,589	0,594
JOVEM/ JUVENILE	0,125	0,046	0,008	0,000	0,006
ADULTO I/ ADULT I	0,167	0,046	0,063	0,000	0,016
ADULTO II/ ADULT II	0,042	0,069	0,048	0,000	0,014
ADULTO III/ ADULT III	0,208	0,299	0,325	0,426	0,422
nx	24	87	126	47	640
qx	0,458	0,517	0,556	0,574	0,538
A3: 2019-2020					
INFANTE/ INFANT	0,340	0,000	0,613	0,600	0,593
JOVEM/ JUVENILE	0,283	0,247	0,022	0,000	0,008
ADULTO I/ ADULT I	0,132	0,452	0,333	0,068	0,019
ADULTO II/ ADULT II	0,038	0,000	0,222	0,254	0,008
ADULTO III/ ADULT III	0,038	0,096	0,156	0,424	0,629
nx	53	73	135	59	617
qx	0,170	0,205	0,237	0,237	0,326

Tabela 1. Matrizes de projeção da população de *Uebelmannia buiningii* Donald amostrada no grid de monitoramento nos seguintes períodos de estudo: A1 (2014-2020), A2 (2014-2019) e A3 (2019-2020) em campos rupestres do PESN e entorno, Itamarandiba-MG. nx = número de indivíduos amostrados e qx = proporção de indivíduos mortos.

Table 1. Projection matrices of the population of *Uebelmannia buiningii* Donald sampled in the monitoring grid in the following study periods: A1 (2014-2020), A2 (2014-2019) and A3 (2019-2020) in PESN rocky fields and surroundings, Itamarandiba - MG. nx = number of sampled individuals and qx = proportion of dead individuals.



Figura 31. Número de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald agrupados por estágios do ciclo vida e amostrados durante três inventários realizados nos anos de 2014 (n=1272), 2019 (n=895) e 2020 (n=1896) em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. MV = Mata Virgem, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista e T = Tilau. Alguns indivíduos foram amostrados fora das parcelas de monitoramento na área de Geraldo Arthur (GAs) e uma subpopulação amostrada em 2020 nas imediações da área da Mata Virgem (MVs). Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro ≥ 30 mm.

Figure 31. Number of individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald grouped by life cycle stages and sampled during three inventories carried out in 2014 (n=1272), 2019 (n=895) and 2020 (n=1896) in four locations in the Park Serra Negra State and its surroundings, Itamarandiba-MG. MV = Virgin Forest, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista and T = Tilau. Some individuals were sampled outside the monitoring plots in the Geraldo Arthur area (GAs) and a subpopulation sampled in 2020 in the vicinity of the Mata Virgin area (MVs). Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter ≥ 30 mm.

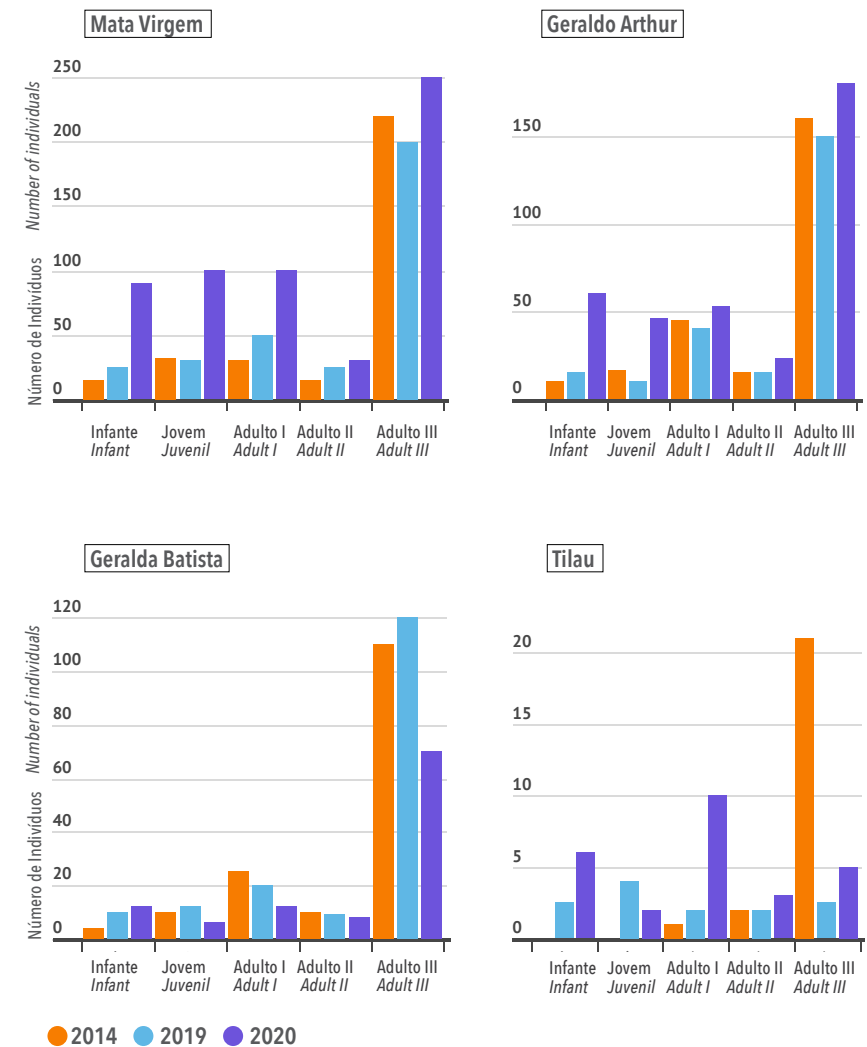


Figura 32. Número de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald agrupados por estágios do ciclo de vida e amostrados exclusivamente dentro das transecções de monitoramento nos inventários realizados em 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075) em quatro localidades, no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro ≥ 30 mm.

Figure 32. Number of individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald grouped by life cycle stages and sampled exclusively within the monitoring transects in inventories carried out in 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075) in four locations, in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba-MG. Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter ≥ 30 mm.

DIÂMETRO DIAMETER (mm)		
[0,10)	0,00	0,00
[10,20)	0,00	0,00
[20,30)	12,60	2,50
[30,40)	28,90	10,90
[40,50)	50,00	17,60
[50,60)	45,60	25,70
[60,70)	48,40	38,40
[70,80)	36,40	31,00
[80,90)	12,50	31,20
[90,100)	0,00	0,00

Tabela 2. Percentual de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald com estruturas reprodutivas (botão, flor ou fruto) por classes de diâmetro durante observações realizadas entre agosto e setembro de 2019 e 2020.

Table 2. Percentage of individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald with reproductive structures (bud, flower or fruit) by diameter classes during observations carried out between August and September 2019 and 2020.

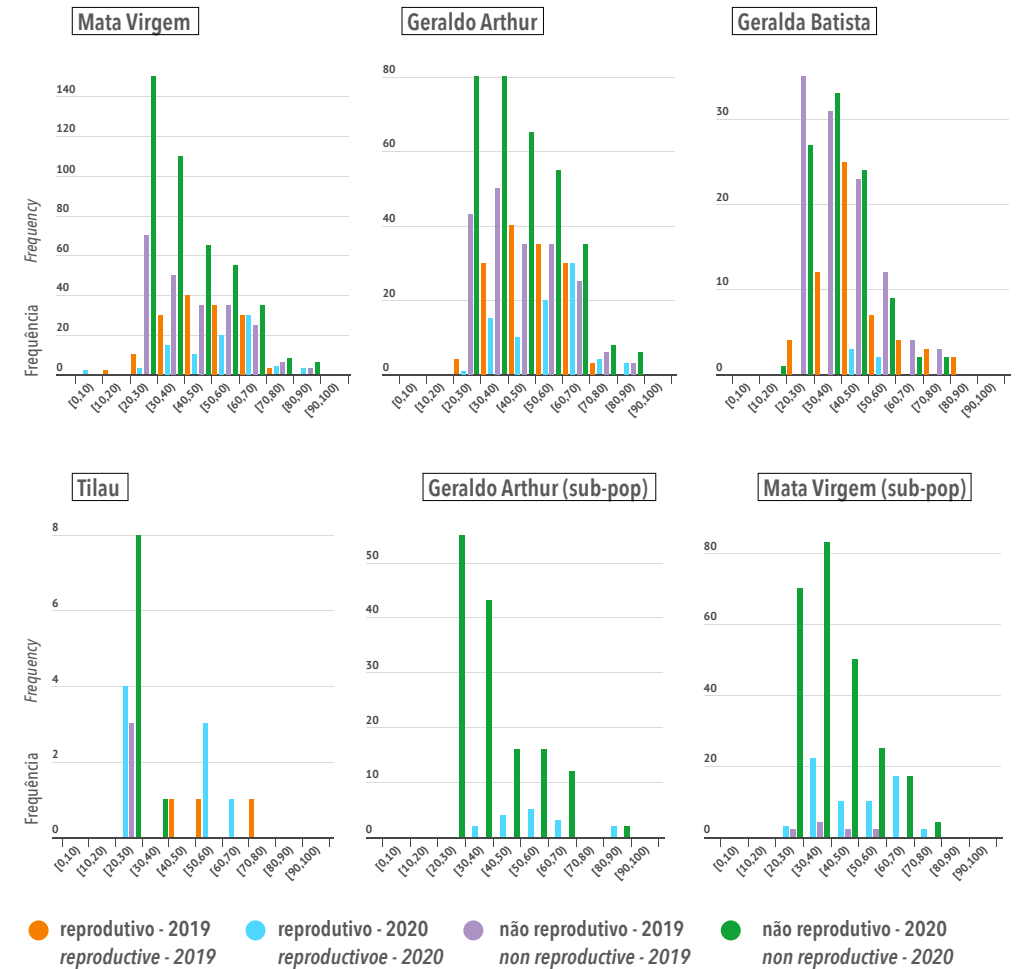


Figura 33. Distribuição em classes de diâmetro (mm) dos indivíduos reprodutivos de *Uebelmannia buiningii* Donald (diâmetro ≥ 20 mm), registrados em 2019 ($n=769$) e 2020 (1410) em quatro localidades de monitoramento no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. São destacados os indivíduos apresentando estruturas reprodutivas como botão, flores e frutos e indivíduos sem estruturas reprodutivas aparentes em cada período de amostragem. Alguns indivíduos foram amostrados em 2020 em uma subpopulação nas imediações da área da Mata Virgem-MV e outra também fora das parcelas de monitoramento na área de Geraldo Arthur-GA.

Figure 33. Distribution in diameter classes (mm) of reproductive individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald (diameter ≥ 20 mm), recorded in 2019 ($n=769$) and 2020 (1410) in four monitoring locations in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba-MG. Individuals with reproductive structures such as buds, flowers and fruits and individuals without apparent reproductive structures in each sampling period are highlighted. Some individuals were sampled in 2020 in a subpopulation in the vicinity of the Virgin Forest-MV area and another also outside the monitoring plots in the Geraldo Arthur-GA area.

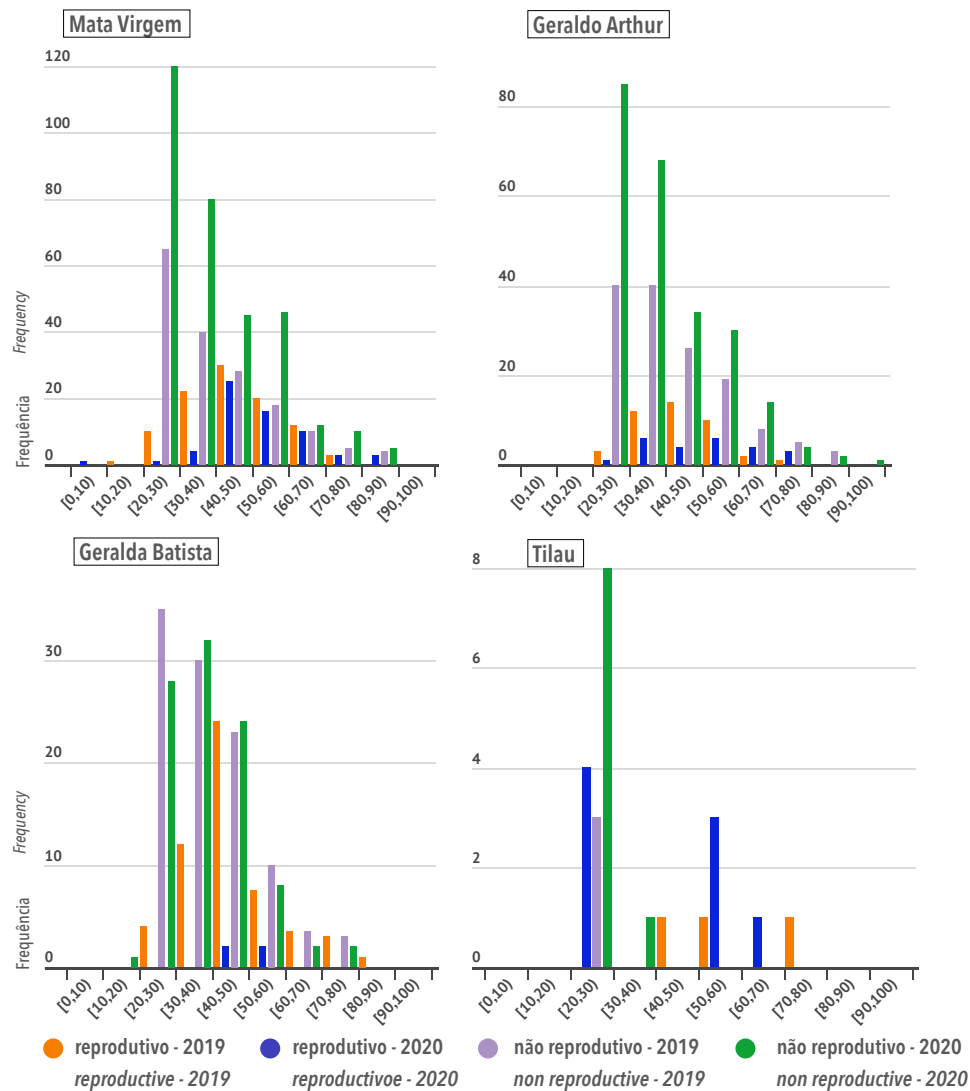


Figura 34. Distribuição em classes de diâmetro (mm) dos indivíduos adultos de *Uebelmannia buiningii* Donald (diâmetro ≥ 20 mm), registrados em 2019 ($n=645$) e 2020 ($n=774$), exclusivamente dentro do grid de monitoramento em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. São destacados os indivíduos apresentando estruturas reprodutivas como botão, flores e frutos (reprodutivos) e os indivíduos sem estruturas reprodutivas aparentes em cada período (não reprodutivo).

Figure 34. Distribution in diameter classes (mm) of adult individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald (diameter ≥ 20 mm), recorded in 2019 ($n=645$) and 2020 ($n=774$), exclusively within the monitoring grid in four locations in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba-MG. Individuals with reproductive structures such as buds, flowers and fruits (reproductive) and individuals without apparent reproductive structures in each period (non-reproductive) are highlighted.

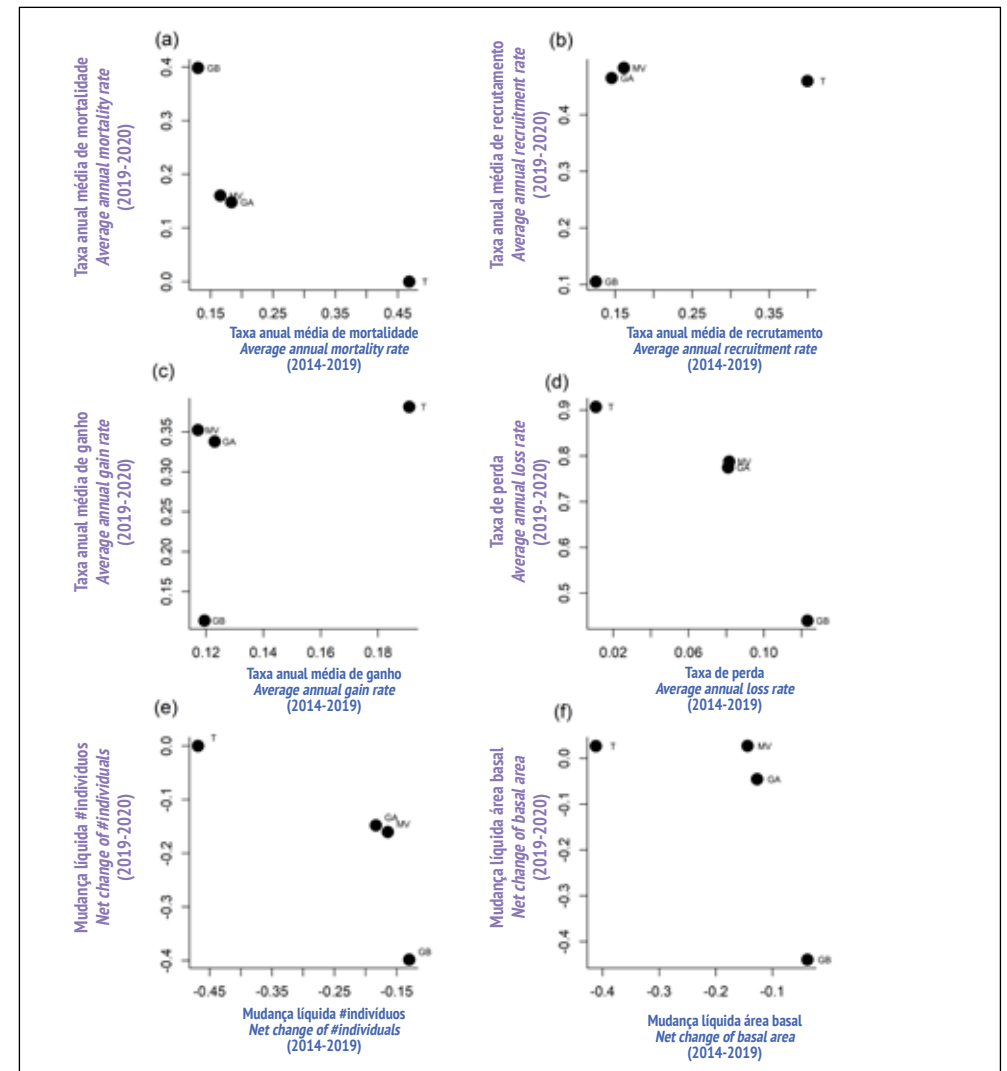


Figura 35. Relação entre os parâmetros da dinâmica populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald estimados a partir dos inventários realizados em 2014-2019 e 2019-2020, nas parcelas do grid de monitoramento no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. (a) Taxa anual média de mortalidade; (b) Taxa anual média de recrutamento; (c) Taxa anual média de ganho ou acréscimo em área basal; (d) Taxa anual média de perda ou decréscimo em área basal; (e) Taxa de mudança líquida em número de indivíduos; (f) Taxa de mudança líquida em área basal.

Figure 35. Relationship between the population dynamics parameters of *Uebelmannia buiningii* Donald estimated from inventories carried out in 2014-2019 and 2019-2020, in the portions of the monitoring grid in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba-MG. (a) Average annual mortality rate; (b) Average annual recruitment rate; (c) Average annual rate of gain or increase in basal area; (d) Average annual rate of loss or decrease in basal area; (e) Net rate of change in number of individuals; (f) Net rate of change in basal area.

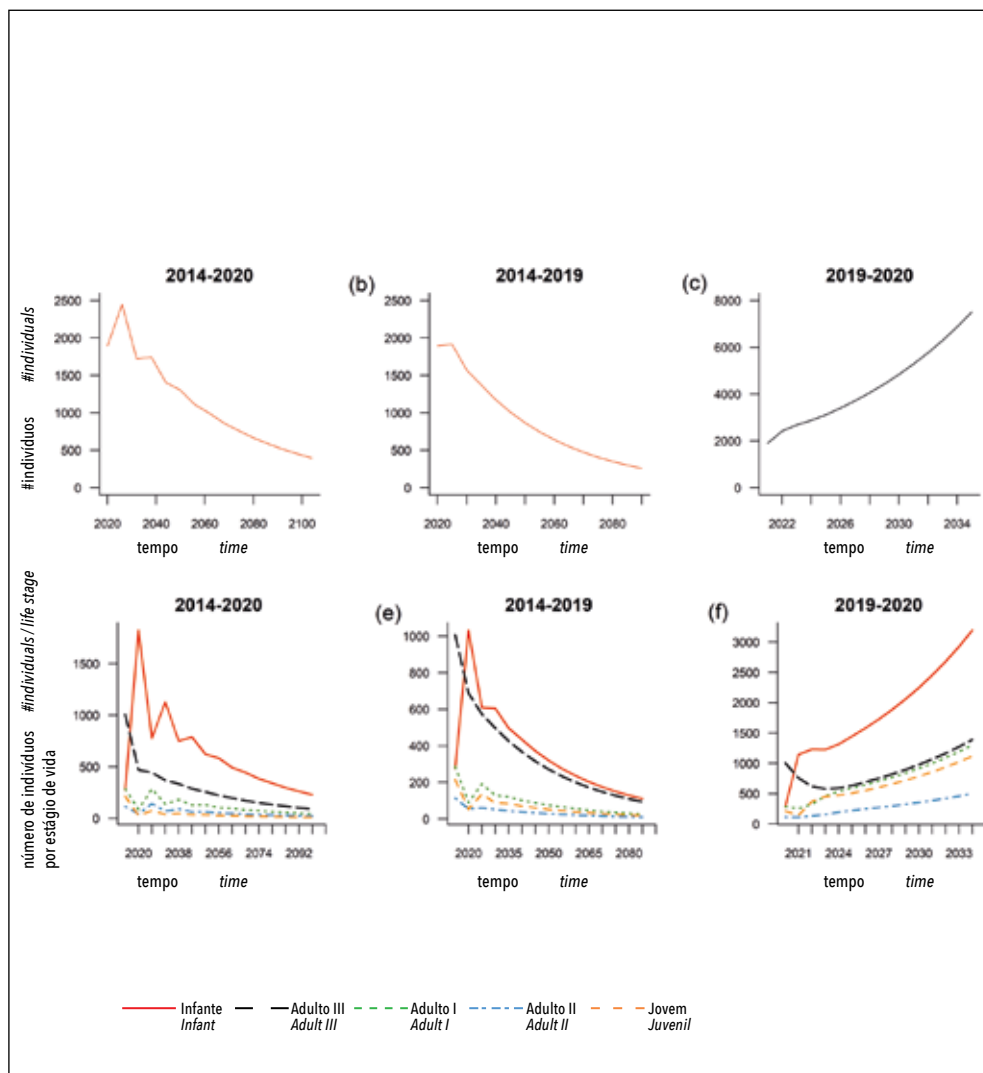


Figura 36. Projeções do tamanho populacional total (a, b, c) e por estágios de vida (d, e, f) de *Uebelmannia buiningii* Donald estimadas a partir de modelos matriciais de crescimento populacional, com os dados coletados dentro do grid de monitoramento durante os períodos de 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075), no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba - MG.

Figure 36. Total population size (a, b, c) and life stage (d, e, f) projections of *Uebelmannia buiningii* Donald estimated from matrix population growth models, with data collected within the monitoring grid during the periods of 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075), in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG

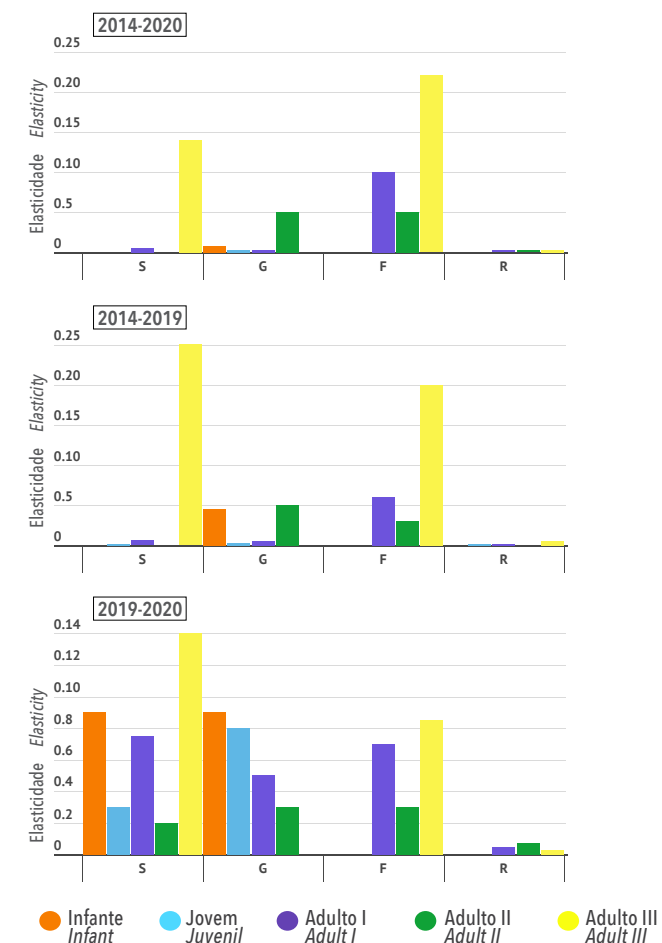


Figura 37. Análise de elasticidade retratando a contribuição proporcional de cada parâmetro demográfico: S= sobrevivência, G= transição de classe, F= fecundidade, R= retrocesso de classe, para a taxa de crescimento populacional (λ) da população de *Uebelmannia buiningii* Donald estimada a partir de modelos matriciais de crescimento populacional, com os dados coletados dentro do grid de monitoramento, durante os períodos de 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075), no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. A população foi dividida em cinco classes: Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro \geq 30 mm.

Figure 37. Elasticity analysis depicting the proportional contribution of each demographic parameter: S= survival, G= class transition, F= fecundity, R= class regression, to the population growth rate (λ) of the population of *Uebelmannia buiningii* Donald estimated from matrix population growth models, with data collected within the monitoring grid, during the periods of 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075), in Parque Estadual da Serra Negra and its surroundings, Itamarandiba-MG. The population was divided into five classes: Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter \geq 30 mm.

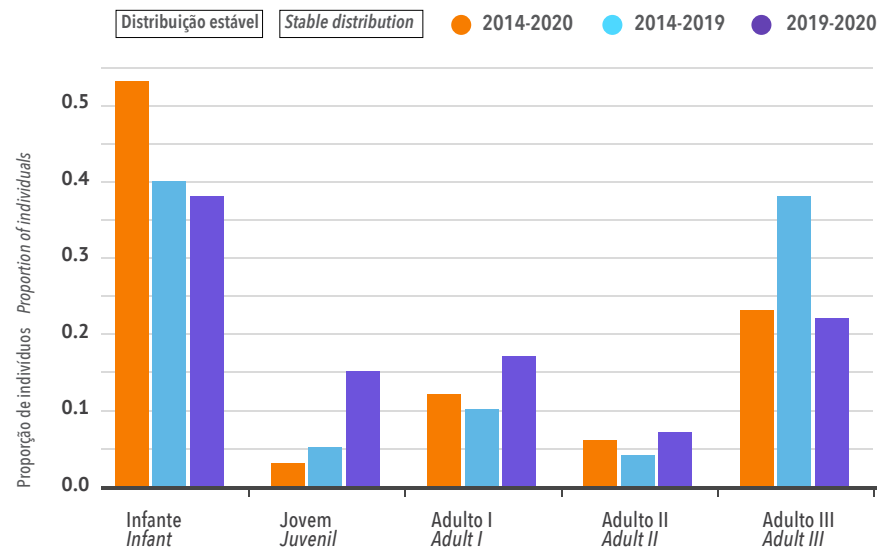


Figura 38. Estimativa da distribuição estável de indivíduos *Uebelmannia buiningii* Donald calculada a partir de modelos matriciais de crescimento populacional, indicando a proporção teórica de indivíduos em cada estágio de vida na população em equilíbrio. Os dados foram amostrados exclusivamente dentro do grid de monitoramento durante três inventários realizados em 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075) em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. A população foi dividida em cinco estágios de vida: Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro \geq 30 mm.

Figure 38. Estimate of the stable distribution of individuals *Uebelmannia buiningii* Donald calculated from matrix population growth models, indicating the theoretical proportion of individuals at each stage of life in the population in equilibrium. Data were sampled exclusively within the monitoring grid during three inventories carried out in 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075) in four locations in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba- MG. The population was divided into five life stages: Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter \geq 30 mm.

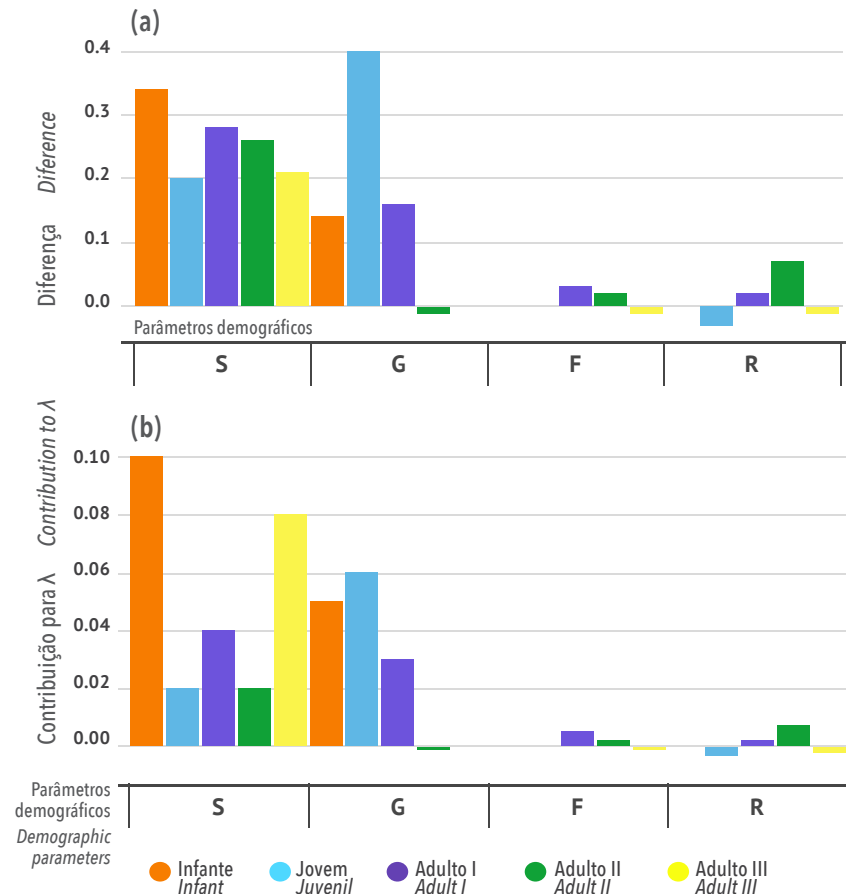


Figura 39. Análise LTRE indicando (a) diferença entre os valores dos parâmetros demográficos de *Uebelmannia buiningii* Donald calculados para o período de taxa de crescimento populacional (λ) positiva (2019-2020) e para o período de taxa de crescimento negativa (2014-2019). (b) Contribuição de cada parâmetro para a diferença na taxa de crescimento populacional observada entre o período favorável e desfavorável. A população foi dividida em cinco estágios de vida: Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro \geq 30 mm. Parâmetros demográficos: S= sobrevivência, G= transição com progressão de classe, F= fecundidade, R= transição com retrocesso de classe.

Figure 39. LTRE analysis indicating (a) difference between the values of the demographic parameters of *Uebelmannia buiningii* Donald calculated for the period of positive population growth rate (λ) (2019-2020) and for the period of negative growth rate (2014-2019). (b) Contribution of each parameter to the difference in population growth rate observed between the favorable and unfavorable period. The population was divided into five life stages: Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter \geq 30 mm. Demographic parameters: S= survival, G= transition with class progression, F= fecundity, R= transition with class regression.



a)



b)



c)



d)

Figura 40. Interações bióticas e abióticas com *Uebelmannia buiningii* Donald nos habitats de campos rupestres do PESN e entorno, Itamarandiba - MG. (A). *Encholirium subsecundum* (Baker) Mez (Bromeliaceae). (B) *Velozia* sp. (C) *Comanthera suberosa* (Giul.) L.R.Parra & Giul (D). Indivíduo de *U. buiningii* crescendo sob rocha.

Figure 40. Biotic and abiotic interactions with *Uebelmannia buiningii* Donald in the rupestrian fields habitats of PESN and surrounding areas, Itamarandiba - MG. (THE). *Encholirium subsecundum* (Baker) Mez (Bromeliaceae). (B) *Velozia* sp. (C) *Comanthera suberosa* (Giul.) L.R. Parra & Giul (D). Individual of *U. buiningii* growing under rock.

PARTE II

Ameaças à Uebelmannia buiningii
Donald e seus habitats

2.1. INTRODUÇÃO

Estima-se que das 1.478 espécies da família cactácea do mundo, avaliadas pela IUCN até o presente, 31,3% estarão ameaçadas de extinção num futuro próximo (Goettsch et al., 2015). A coleta de plantas vivas e de sementes, a conversão de terra para agricultura e o crescimento urbano estão entre os fortes impulsionadores de seu risco de extinção.

Identificar e mitigar as ameaças são essenciais para a recuperação de espécies ameaçadas e para a restauração de seus habitats. Nesta parte II, fornecemos uma revisão dos principais processos de ameaça à *U. buiningii* e indicações de ações para mitigação destes impactos antrópicos. Essa, assim como as demais espécies do gênero, está ameaçada (conforme critérios da IUCN) e relacionada no Apêndice I da CITES e na lista de espécies da flora ameaçadas de extinção. A IUCN considera-a “ criticamente Em Perigo ”- CR (MMA, 2014; IUCN, 2019), uma etapa anterior à designação de extinta na natureza (EX) (Figura 41). Não diferente da situação de ameaça enfrentada por outras espécies da família no mundo (Goettsch et al., 2015), *U. buiningii* está ameaçada pela perda e fragmentação de seus habitats, causada por alterações antropogênicas e por sua exploração ilegal, para atender ao comércio de plantas ornamentais e o interesse de colecionadores privados. (Ribeiro-Silva et al., 2011; Ribeiro-Silva & Manête, 2021.)

2.2. PERDA DE HABITAT E FRAGMENTAÇÃO

Uma das principais ameaças à sobrevivência de *U. buiningii* é a perda de seus habitats naturais, a qual deve ser analisada numa perspectiva histórica, procurando compreender as reais mudanças ocorridas no território da CEMG. Os recursos naturais da região foram alvo de intensa exploração, em especial pelo uso da terra. No século XVII, por exemplo, essa região atraiu interesse de exploradores que buscavam diamantes e pedras preciosas. A partir de 1970, também passou a ser alvo de interesse de empresas destinadas ao plantio de eucalipto, intensificando-se até o século XXI com o aumento de área plantada. A região de Itamarandiba, localidade onde ocorre *U. buiningii*, está entre os municípios com maior área plantada com eucalipto (Borges et al., 2018). Essa intensa atividade conferiu à cidade de Itamarandiba o nome de Cidade dos Eucaliptos. Além disso, a região de Itamarandiba e o município de Rio Vermelho são alvo de intensa extração de

areia destinada ao abastecimento da construção civil. Essa atividade antrópica, de alto impacto, é responsável pelo desaparecimento de muitos indivíduos de *U. gummifera* (Figura 42), espécie congênica categorizada como Vulnerável pelos critérios da IUCN, e que ainda precisa de uma avaliação mais detalhada.

Uma parte da população nos habitats naturais de *U. buiningii* provavelmente desapareceu (atualmente restam menos de 2.000 indivíduos) e foi apontado um declínio da população entre 2014 e 2019 (veja tem 1.3.4 deste livro). Apesar da análise de diversidade genética (Silva et al., 2020) indicar que não há erosão genética da população de *U. buiningii*, após a perda ou degradação do habitat, a extinção local de espécies pode ocorrer com atraso. Esse tempo de atraso na extinção é denominado *relaxation time* (Diamond, 1972) e o fenômeno em que o declínio de populações pode levar à extinção em habitats degradados ou fragmentados é conhecido como débito de extinção (Tilman et al., 1994). Alguns estudos têm identificado o débito de extinção em diferentes tipos de habitats e grupos taxonômicos (veja Vellend et al., 2006; Gonzalez-Varo et al., 2015; Aavik et al., 2019). Outros têm apontado esse fenômeno como relevante para as estratégias de conservação da biodiversidade (ver Kuussaari et al., 2009), por permitir a adoção de medidas de conservação e restauração antes do desaparecimento das espécies. Considerando que pode haver um débito de extinção da população de *U. buiningii* em sua paisagem fragmentada e que, após a degradação de seus habitats, ainda tenha chance de persistir na natureza (Silva et al., 2020), investir em ações de proteção do habitat é fundamental para garantir a manutenção dessa espécie na natureza em longo prazo. A restauração da qualidade de seus habitats e o estabelecimento de sua conectividade, a ampliação do PESN e/ou a criação de outras unidades de conservação, como Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), são diretrizes que devem nortear o desenvolvimento deste plano para prevenir o seu desaparecimento.

2.3. EXPLORAÇÃO COMERCIAL

O comércio de plantas vivas e sementes de cactos no mundo é também um dos fatores de risco de extinção dessas plantas (Goettsch et al., 2015). No nível internacional, o comércio de espécimes de plantas e animais nativos é regulado pela Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Silvestres - CITES, da qual o Brasil é um dos 183 países partes. Trata-se de um acordo internacional entre governos e seu objetivo é garantir que o comércio internacional de espécimes de animais e plantas nativas não ameace a sobrevivência das espécies. As espécies são incluídas em três Apêndices (veja explicação no Quadro 1), os quais definem o nível de controle. A sua aplicação é feita por meio das autoridades administrativas, científicas e de controle. No Brasil, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis-IBAMA é a autoridade administrativa responsável pela emissão das Licenças CITES.

Instituições de pesquisa e órgãos de fiscalização desempenham a função de autoridade científica e de controle, respectivamente.

A exploração comercial para fins ornamentais aumentou o risco de extinção e incentivou a inclusão, desde 1973, de todas as espécies do gênero *Uebelmannia* no Anexo II da CITES. No período de 1984-1986, 4.407 plantas de *Uebelmannia* foram registradas em mercados internacionais, sendo 3.040 exportadas do Brasil (CITES, 1992). Quase todas essas exportações foram declaradas como material propagado artificialmente. Entretanto, nesse mesmo período, duas remessas feitas pelo Brasil de *Uebelmannia* coletadas na natureza foram confiscadas por funcionários da alfândega holandesa, as quais foram declaradas como propagadas artificialmente, mas continham muitos indivíduos coletados na natureza (CITES, 1992). Esse cenário estimulou a apresentação de uma proposta (CITES, 1992), pelo governo brasileiro, de transferência de todas as espécies de *Uebelmannia* para o Apêndice I da CITES, restringindo o seu comércio.

Nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, a coleta de plantas envolve outras espécies como as sempre-vivas (da família Eriocaulaceae), musgos e líquens. Há evidências de que a redução no número de indivíduos de *U. buiningii* pode ter sido o resultado de intensa coleta ilegal praticada há décadas na região. Shultz & Machado (2000) estimaram a existência de 5.000 indivíduos na região. A coleta de *Uebelmannia* envolve a extração de todo o indivíduo vivo e de sementes, contribuindo diretamente para as lacunas na demografia da população da espécie (veja item 1.3.4 deste plano). Confirmamos a quase extinção de *U. buiningii* em um de seus habitats (RA), o que irá demandar ações de reintrodução. Assim, a coleta mostra-se um fator determinante na estrutura populacional de *U. buiningii*, como sugerido por Silva et al., 2020. Esse cenário enfatiza a necessidade de intensificar-se a fiscalização nas áreas de ocorrência de *U. buiningii*. Desenvolver campanhas de sensibilização e dotar a região e o PESN de estrutura para combater o tráfico de plantas na região, são algumas estratégias a serem adotadas neste plano.

Quadro 1. Características dos Apêndices da CITES e suas exigências para emissão de Licença CITES (Fonte: CITES)

Apêndice 1	Apêndice 2	Apêndice 3
<p>Estão incluídas todas as espécies em perigo de extinção</p> <p>O comércio de espécimes dessas espécies deve ser autorizado apenas em circunstâncias excepcionais.</p> <p>Licença de importação emitida pela Autoridade Administrativa do Estado de importação.</p> <p>Licença de exportação, ou certificado de reexportação emitido pela Autoridade Administrativa do Estado de exportação ou reexportação.</p> <p>Essa licença só será emitida se o espécime não for utilizado para fins comerciais e desde que a Autoridade Científica do país importador e exportador tenha declarado que os objetivos da importação e exportação não prejudicarão a sobrevivência da espécie.</p>	<p>Incluem espécies que não estão necessariamente em perigo de extinção, mas cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar uso incompatível com sua sobrevivência.</p> <p>Licença de exportação, ou Certificado de reexportação</p> <p>Só emitidos pela Autoridade Administrativa do país exportador, ou reexportador, se o espécime foi obtido legalmente e, se a exportação não prejudicar a sobrevivência da espécie.</p> <p>A Autoridade Científica do país exportador deve realizar um Parecer de Extração não Prejudicial (DENP) para a Autoridade Administrativa autorizar ou não a exportação.</p>	<p>Inclui espécies protegidas em pelo menos um país, que solicitou a assistência de outras Partes da CITES para controlar seu comércio.</p> <p>Licença de exportação - país exportador que listou as espécies.</p> <p>Certificado de origem - outro país exportador.</p> <p>Certificado de reexportação - país de reexportação.</p> <p>A emissão só é feita pela Autoridade Administrativa do país exportador, se o espécime foi obtido legalmente.</p>

2.4. INVASÃO POR *Melinis minutiflora* P. Beauv. (CAPIM-GORDURA, CAPIM-MELOSO)

Espécies exóticas invasoras são aquelas não nativas introduzidas com assistência humana, com facilidade para estabelecer-se em diversos habitats (Simberloff, 2013). A invasão por espécies exóticas, uma das principais consequências da fragmentação do habitat e do crescimento urbano, também é uma ameaça à vegetação dos campos rupestres (Fernandes et al., 2015; Ribeiro et al., 2016).

A invasão de *M. minutiflora* na região do PESN afeta as populações de *U. buiningii*, cuja abundância está ameaçada pela competição direta com essa planta exótica (Figura 42 a-b), que cobre 2,5% da comunidade de plantas em quatro de seus habitats (Ribeiro et. al., manuscrito em

preparação). *Melinis minutiflora*, originária do continente africano e popularmente conhecida como capim-gordura e capim-meloso, é um arbusto de até 100 cm de altura, introduzido no Brasil e que se espalhou por diversos ecossistemas naturais do país. Essa planta coloniza ambientes de alta luminosidade e menor fertilidade (Fernandes et al., 2015; Ribeiro et al., 2016), e apresenta altas taxas de crescimento, rebrota, regeneração e reprodução (Pivello et al., 1999), potencializando seu impacto negativo conhecido sobre a flora nativa da região do Cerrado (Martins et al., 2004). Há evidências de que a ameaça de *M. minutiflora* às espécies nativas resulta de aumento da biomassa acima do solo a uma quantidade que torna impossível a germinação e a persistência de espécies nativas. Além disso, há evidências de que a invasibilidade nos campos rupestres é também favorecida pela maior disponibilidade de nitrogênio (N) e fósforo (P) (Ribeiro et al., 2016; Lannes et al., 2020) nas comunidades vegetais que compõem esse ecossistema. *Melinis minutiflora* também consiste em uma importante fonte de combustível, aumentando o risco de incêndios com maior intensidade na estação seca. Há evidências de que espécies exóticas invasoras podem ser favorecidas pelo fogo (D'Antonio et al., 2001; D'Antonio et al., 2011; Rossi et al., 2014), consistindo em um instrumento de manejo (D'Antonio et al., 2001; Keeley & Brennan, 2012). A presença de *M. minutiflora* em habitats de *U. buiningii* requer atenção especial para a conservação da biodiversidade, justificando a elaboração de um plano específico para seu controle e erradicação nessas áreas antes da implementação de ações de recuperação da planta ameaçada.

2.5. INTRODUÇÃO DE ANIMAIS PARA PASTAGEM

A introdução de animais domésticos, como o gado, nos habitats de *U. buiningii* pode impactar a conservação dessa espécie por danos causados pelo pisoteio e pela redução da capacidade reprodutiva da planta por meio de pastejo. Esses animais também são vetores de sementes de *M. minutiflora*, por meio da deposição de excrementos, facilitando a sua invasão em ambientes naturais (Kolbek & Alves, 2008).

Nossos estudos mostram que há criação de gado em todos os habitats de *U. buiningii* (Figura 42 c-d). A passagem ocasional dos animais para áreas de cerrado com maior abundância de alimento ou pastagens cultivadas adjacentes pode também ocasionar o pisoteio de indivíduos de *U. buiningii*.

Uma das discussões sobre as ações de manejo de *U. buiningii* a serem adotadas como uma das estratégias deste plano gira em torno da necessidade, por exemplo, de exclusão do gado por meio de construção de cercas, principalmente na localidade MV, onde concentra-se o maior número de indivíduos da espécie (n= 995). Há evidências de que cercas contribuem para o sucesso da recuperação populacional de espécies ameaçadas (Fenu et al., 2016). Por outro lado, a supressão do gado pode provocar um aumento da densidade de *M. minutiflora*, já que seu banco

de sementes no solo já está estabelecido (Germano et al., 2001). Assim, as propostas de manejo nos habitats de *U. buiningii* devem considerar também todos esses aspectos.

2.6. FOGO

Em ecossistemas propensos ao fogo, como as fitofisionomias abertas do bioma Cerrado, a exclusão desse elemento pode levar a um aumento na densidade de indivíduos e na diversidade de espécies dos elementos lenhosos, como árvores e arbustos (Sambuichi, 1991; Hoffmann & Moreira, 2002; Miranda et al., 2002). Assim, a manutenção da densidade e da diversidade da camada lenhosa é beneficiada pela exclusão desse distúrbio. Porém, a exclusão total do fogo em ecossistemas propensos a esse elemento pode causar incêndios de grande magnitude, em decorrência do acúmulo de combustível, reduzindo a capacidade de sobrevivência de elementos lenhosos e a capacidade de resiliência desses ambientes (Ramos-Neto & Pivello, 2000; Gunderson, 2000). Assim, a exclusão do fogo nesses ecossistemas favorece o componente arbóreo-arbustivo e, assim, tende a excluir uma parte considerável da biodiversidade e dos processos ecológicos de uma determinada área, ou seja, o componente herbáceo (Medeiros & Fiedler, 2011).

As Cactaceae ocorrem em formações vegetacionais abertas, sujeitas ao fogo de causa natural ou antrópica, como os chaparraís, campos, pradarias e *shrublands* da América do Norte e da África (Thomas, 1991). Os campos rupestres da CEMG, o habitat de *U. buiningii*, também encaixam-se nesse tipo de ambiente. Foi possível observar cicatrizes de fogo em arbustos presentes nos habitats de MV que podem ser provenientes de incêndios naturais ou de atividades de queimadas adotadas em áreas adjacentes. A situação atual da região indica a ocorrência frequente de queimadas, principalmente para manejo de pastagens, que se tornam incêndios sem controle, com elevado potencial de danos para a biota mais sensível. A implantação do manejo de fogo em ecossistemas naturalmente propensos deve ser baseada fundamentalmente em pesquisas de monitoramento sobre os efeitos do fogo na biota local e ter como fundamento básico a exclusão desses incêndios sem controle. Regras gerais de regime de fogo não devem ser aplicadas considerando as características locais com diferentes fitofisionomias, o histórico de cada área, o grau de antropização do entorno, a ocorrência de espécies invasoras e exóticas, os padrões de conectividade dos fragmentos e a fauna associada que podem influenciar fortemente os resultados do manejo do fogo (Medeiros & Fiedler, 2011).

A resistência de plantas suculentas, como as Cactaceae, ao fogo ocorre pela resistência aos danos no meristema apical. Não há muitas evidências sobre a sobrevivência de suculentas em longo prazo, mas parte das populações sobrevivem mesmo em regimes de fogo mais frequentes (Thomas, 1991). Em um campo desértico, Thomas & Goodson (1992) verificaram mortalidade pós-fogo inferior a 25% para espécies de Cactaceae e outras suculentas, além de elevada capacidade

de resistência aos danos diretos do fogo para 87% dos indivíduos avaliados. Entretanto, a redução das populações de suculentas após incêndios intensos e frequentes pode ameaçar a estabilidade populacional das espécies (Thomas, 1991). Para *U. buiningii* não há informações sobre os efeitos do fogo sobre a população na região do PESN. Assim, pesquisas sobre os efeitos do fogo nos ambientes são necessárias como informação primária para o estabelecimento de um regime de queimadas controladas na região.

2.7. HIBRIDAÇÃO

A hibridação é o mecanismo responsável pelo fluxo gênico entre indivíduos com diferentes complexos gênicos. É um evento bastante comum entre espécies vegetais e uma fonte de variações e surgimento de novas espécies (Lugon-Moulin et al., 1999). Uma das consequências negativas é que os híbridos podem invadir o habitat e competir com as espécies parentais, o que pode levar à sua extinção.

A hibridação com sua congênica, *U. gummifera*, é uma das ameaças à *U. buiningii*. Durante os estudos de campo para a preparação deste plano, foi possível observar indivíduos que compartilham características morfológicas de *U. buiningii* e *U. gummifera* presentes em um dos habitats de *U. buiningii*. Essas observações corroboram com os resultados encontrados por Silva et al., (2020). Nesse estudo, uma quantidade significativa de endogamia foi registrada para a população de *U. buiningii*. Uma avaliação desses indivíduos e dos possíveis híbridos deve ser realizada para orientar estratégias de manejo.

2.8. MUDANÇAS DO CLIMA

O clima da Terra foi extremamente impactado em todo o mundo como resultado de atividades humanas. A temperatura e a precipitação são as variáveis climáticas mais afetadas (IPCC, 2018). Um aumento de 1.5° C nas médias globais é projetado para os próximos anos, o que pode impactar negativamente a biodiversidade (Portner et al., 2021). A perda de biodiversidade e as mudanças climáticas, as quais estão interconectadas (Portner et al., 2021), podem levar à extinção de populações de espécies mais sensíveis a essas alterações, como aquelas com área de distribuição mais restrita (Malcolm et al., 2006).

Nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, um estudo de modelagem de distribuição climática futura indica uma possível extinção de 97% das espécies microendêmicas de angiospermas nesses ambientes (Bitencourt et al., 2016). Combinando a previsão de aumento de temperatura para a região e a preferência de *U. buiningii* por habitats acima de 1.000 metros de altitude, espera-se que a população seja afetada por essas mudanças. Essas plantas podem

eventualmente ocupar habitats mais adequados para a manutenção de suas populações. No entanto, sua sobrevivência nessas localidades também dependerá de sua capacidade de “contornar” as eventuais variações que podem alterar sua demografia, como doenças, predação, competição e condições ambientais adversas. Nesse sentido, entender como a população de *U. buiningii* responde à mudanças do clima pode contribuir para orientar as estratégias de proteção de seus habitats frente a essas alterações. Mesmo que as ameaças aos indivíduos de *U. buiningii* sejam enfrentadas, o acesso aos habitats e a sua conectividade é que provavelmente determinarão a manutenção do número de indivíduos, em longo prazo, nos campos rupestres da montanha da CEMG. O monitoramento das tendências de mudanças de sua área de distribuição em função das mudanças climáticas também pode indicar “caminhos” a serem traçados para a conservação *in situ* da espécie na região.

PART II

Threats to Uebelmania buiningii Donald and its habitats

2.1. INTRODUCTION

Of the 1,478 species of the world's cactus family, as assessed by the IUCN to date, it is estimated that 31.3% will be threatened with extinction in the near future (Goettsch et al., 2015). Collecting live plants and seeds, converting land to agriculture, and expanding urbanization are among the strong drivers extinction.

To recover threatened species and restore their habitats, it is essential to identify and mitigate threats. Therefore, in Part II, we provide a review of such processes mainly in the context of *U. buiningii*, and we address actions being taken to mitigate anthropogenic impacts. Like other species of the genus, this cactus is threatened, according to IUCN criteria. It is listed in Appendix I of CITES and in the list of endangered species of flora. The IUCN considers it "Critically Endangered" (CR) (MMA, 2014; IUCN, 2019), a step prior to the designation of extinct in nature (EX) (Figure 41). Similar to other species of the family around the world (Goettsch et al., 2015), *U. buiningii* is threatened by the loss and fragmentation of its habitats. This is caused by anthropogenic changes in land use and the plant's illegal exploitation by private collectors and those engaged in the ornamental plant trade.

2.2. HABITAT LOSS AND FRAGMENTATION

One of the main threats to the survival of *U. buiningii* is the loss of its natural habitats. This is best understood and analyzed from the historical perspective, seeking to elucidate the real changes that have occurred in the territory of the CEMG. The region's natural resources have historically been the target of intense exploitation, especially for land use. In the 17th century, for example, this region attracted the interest of explorers looking for diamonds and precious stones. From 1970 onwards, it also became the target of interest for companies dedicated to the planting of eucalyptus, intensifying until the 21st century with the increase in planted areas. The region of Itamarandiba, where *U. buiningii* occurs, is among the municipalities with the largest area planted with eucalyptus (Borges et al., 2018) and, hence, dubbed Cidade dos Eucaliptos. In addition, the region of Itamarandiba and the municipality of Rio Vermelho are the targets of intense sand extraction to supply civil construction. This high-impact anthropogenic activity is

responsible for the disappearance of many individuals of *U. gummifera* (Figure 42), a congeneric species categorized as Vulnerable by the IUCN criteria and one which still needs more detailed evaluation.

A portion of the population in the natural habitats of *U. buiningii* has probably disappeared, with fewer than 2000 individuals currently remaining, and a population decline has been reported over the past five years (see item 1.3.4). Although genetic diversity analysis (Silva et al., 2020) indicates the absence of genetic erosion of the *U. buiningii* population, local extinction may only be delayed given the extent of habitat loss or degradation. This kind of delay is called relaxation time (Diamond, 1972), whereas the phenomenon whereby population decline can lead to extinction in degraded or fragmented habitats is known as extinction debt (Tilman et al., 1994). Some studies have identified extinction debt across different habitat types and taxonomic groups (see Vellend et al., 2006; Gonzalez-Varo et al., 2015; Aavik et al., 2019). Others have pointed to this phenomenon as relevant to biodiversity conservation strategies (see Kuussaari et al., 2009), as it allows for the adoption of conservation and restoration measures before species disappear. Extinction debt may be at work within *U. buiningii* populations. Although the species suffers from fragmented landscape and habitat degradation, it still has a chance to persist in nature (Silva et al., 2020). Therefore, investing in initiatives designed to protect habitat is essential to guarantee the long-term maintenance of this species in the wild. Such initiatives should consider restoring habitat quality, re-establishing connectivity, expanding the PESN and/or creating other conservation units, such as Private Natural Heritage Reserves (RPPN).

2.3. COMMERCIAL EXPLOITATION

The trade in live plants and cactus seeds around the world is a risk factor for the extinction of these plants (Goettsch et al., 2015). At the international level, trade in specimens of native plants and animals is regulated by the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES), to which Brazil is one of the 183 signatories. It is an international agreement among governments, and its objective is to ensure that the international trade in specimens of native animals and plants does not threaten the survival of the species. Species are included in three Appendices (see explanation in Box 1), which define the level of control. Its application is carried out through administrative, scientific and control authorities. In Brazil, the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA) is the administrative authority responsible for issuing CITES licenses. Research institutions and inspection bodies play scientific and enforcement roles, respectively.

Since 1973, commercial exploitation for ornamental purposes has increased the risk of extinction and encouraged the inclusion of all species of the genus *Uebelmannia* in Appendix

II of CITES. In the period 1984-1986, 4,407 *Uebelmannia* plants were registered in international markets, and 3,040 were exported from Brazil (CITES, 1992). Almost all of these exports were declared as artificially propagated material. However, in the same period, two shipments made by Brazil of *Uebelmannia* collected from the wild were confiscated by Dutch customs officials, who declared them as artificially propagated, but contained many individuals collected from the wild (CITES, 1992). This scenario encouraged the Brazilian government to propose (CITES, 1992) the transfer of all *Uebelmannia* species to Appendix I of CITES, restricting their trade.

In the rupestrian fields of the Espinhaço Range, the collection of plants involves other species, such as evergreens (from the Eriocaulaceae family), mosses and lichens. Evidence suggests that the reduction in the number of *U. buiningii* individuals may have been the result of intense illegal collection practiced for decades in the region. Shultz & Machado (2000) estimated the existence of 5,000 individuals in the region. The collection of *Uebelmannia* involves the extraction of all living individuals and seeds, directly contributing to gaps in the population demography of the species (see item 1.3.4). We can confirm the near extinction of *U. buiningii* in one of its habitats (RA), which will require reintroduction actions. Thus, collection proves to be a determining factor

Appendix 1

All endangered species are included.

Trade in specimens of these species should only be authorized in exceptional circumstances.

Import license issued by the Administrative Authority of the State of import.

Export license, or re-export certificate, issued by the Administrative Authority of the State of export or re-export.

This license will only be issued if the specimen is not used for commercial purposes and provision is made that the Scientific Authority of the importing and exporting country has declared that the purposes of import and export will not harm the survival of the species.

Appendix 2

They include species that are not necessarily in danger of extinction, but whose trade must be controlled in order to avoid use incompatible with their survival.

Export license, or re-export certificate, only issued by the Administrative Authority of the exporting or re-exporting country, if the specimen was legally obtained and if the export does not harm the survival of the species.

The Scientific Authority of the exporting country must carry out a Non-Harmful Extraction Opinion (DENP) allowing the Administrative Authority to either authorize, or not, the export.

Appendix 3

It includes species protected in at least one country that has requested assistance from other CITES parties to control their trade.

Export license - exporting country that has listed the species.

Certificate of origin - another exporting country.

Re-export certificate - country of re-export.

The issue is only carried out by the Administrative Authority of the exporting country and only if the specimen was obtained legally.

in the population structure of *U. buiningii*, as suggested by Silva et al. (2020). This scenario emphasizes the need to intensify surveillance in areas where *U. buiningii* occurs. Developing awareness campaigns and providing the region and the PESN with a structure to combat plant trafficking in the region are some of the strategies to be adopted in this plan.

2.4. INVASION BY *Melinis minutiflora* P. Beauv. (CAPIM GORDURA, CAPIM MELOSO)

Invasive alien species are those non-natives introduced with human assistance, easily establishing themselves in different habitats (Simberloff, 2013). Invasion by exotic species, one of the main consequences of habitat fragmentation and urban growth, is also a threat to the vegetation of rupestrian fields (Fernandes et al., 2015; Ribeiro et al., 2016).

The invasion of *M. minutiflora* in the PESN region affects populations of *U. buiningii*, the abundance of which is threatened by direct competition with this exotic plant (Figure 42 ab), which covers 2.5% of the plant community in four of its habitats (Ribeiro Silva et al., manuscript in preparation). *Melinis minutiflora*, originally from the African continent and popularly known as capim gordura and capim melosso, is a shrub of up to 100 cm in height. Upon its introduction in Brazil, it has spread through various natural ecosystems in the country. This plant colonizes environments with high luminosity and lower fertility (Fernandes et al., 2015; Ribeiro et al., 2016), and it presents high rates of growth, regrowth, regeneration and reproduction (Pivello et al., 1999), enhancing its known negative impact on the native flora of the Cerrado region (Martins et al., 2004). Evidence indicates that the threat of *M. minutiflora* to native species results from an increase in aboveground biomass and that such increase represents an amount that makes germination and persistence of native species impossible. Evidence also suggests that invasiveness in rupestrian fields is also favored by the greater availability of nitrogen (N) and phosphorus (P) (Ribeiro et al., 2016; Lannes et al., 2020) in the plant communities that make up this ecosystem. *Melinis minutiflora* is also an important fuel source, increasing the risk of fires with greater intensity in the dry season. Studies have shown that invasive alien species can be favored by fire (D'Antonio et al., 2001; D'Antonio et al., 2011; Rossi et al., 2014), thus comprising a useful management tool (D'Antonio et al., 2014, 2001; Keeley & Brennan, 2012). The presence of *M. minutiflora* in *U. buiningii* habitats requires special attention for the conservation of biodiversity, justifying the elaboration of a specific plan for its control and eradication in these areas before implementing actions to recover the threatened plant.

2.5. INTRODUCTION OF ANIMALS TO PASTURE

The introduction of domestic animals, such as cattle, in *U. buiningii* habitats can impact the conservation of this species by the damage caused by trampling and the reduction of the plant's reproductive capacity through grazing. These animals are also vectors of *M. minutiflora* seeds, through the deposition of excrement, facilitating their invasion into natural environments (Kolbek & Alves, 2008).

Our studies show that cattle are raised in all *U. buiningii* habitats (Figure 42 c-d). The occasional passage of animals to cerrado areas with greater food abundance or adjacent cultivated pastures can also cause the trampling of *U. buiningii* individuals.

A potential strategy for controlling this land use would exclude cattle through the construction of fences, mainly in MV where the largest number of individuals of the species is located (n=995). One report shows that fences contribute to successful recovery (Fenu et al., 2016). On the other hand, cattle suppression can cause an increase in the density of *M. minutiflora*, as its seed bank in the soil is already established (Germano et al., 2001). Thus, management proposals in *U. buiningii* habitats must also consider all these aspects.

2.6. FIRE

In fire-prone ecosystems, such as the open phytophysiognomies of the Cerrado biome, the exclusion of this element can lead to an increase in the density of individuals and the diversity of species of woody elements, such as trees and shrubs (Sambuichi, 1991; Hoffmann & Moreira, 2002; Miranda et al., 2002). Thus, the maintenance of the density and diversity of the woody layer is benefited by the exclusion of this disturbance. However, the total exclusion of fire in ecosystems prone to this element can, paradoxically, cause fires of great magnitude, owing to the accumulation of fuel, thereby reducing the survival capacity of woody elements and the resilience of these environments (Ramos-Neto & Pivello, 2000; Gunderson, 2000). Thus, the exclusion of fire in these ecosystems favors the arboreal-shrubby component and thus tends to exclude a considerable part of the biodiversity and ecological processes of a given area, i.e., the herbaceous component (Medeiros & Fiedler, 2011).

Cactaceae occur in open vegetation formations, subject to natural or anthropogenic fire, such as the chaparrals, grasslands, prairies and shrublands of North America and Africa (Thomas, 1991). The rupestrian fields of CEMG, the habitat of *U. buiningii*, also fit into this type of environment. It was possible to observe fire scars on shrubs present in MV habitats, which may have come from natural fires or from intentional fires adopted in adjacent areas. The current situation in the region indicates the frequent occurrence of fires, mainly for pasture management, but these

have become uncontrolled fires with a high potential for damage to the most sensitive biota. The implementation of fire management in naturally prone ecosystems must be fundamentally based on monitoring research on the effects of fire on the local biota and have as its basic foundation the exclusion of these uncontrolled fires. General, as opposed to local, fire regime rules should not be applied considering the local characteristics with different phytophysiognomies, the history of each area, the degree of anthropization of the surroundings, the occurrence of invasive and exotic species, the connectivity patterns of fragments, and the associated fauna, all of which can strongly influence the results of fire management (Medeiros & Fiedler, 2011).

Resistance of succulent plants, such as Cactaceae, to fire occurs through resistance to damage to the apical meristem. Not much evidence can be found to support the long-term survival of succulents, but some populations survive, even in more frequent fire regimes (Thomas, 1991). In a desert field, Thomas & Goodson (1992) verified post-fire mortality of less than 25% for species of Cactaceae and other succulents, in addition to high resistance to direct fire damage for 87% of the individuals evaluated. However, the reduction of succulent populations after intense and frequent fires can threaten the population stability of a species (Thomas, 1991). For *U. buiningii*, no information is available about the effects of fire on the population in the PESN region. Thus, research on the effects of fire on the environment is needed as primary information for the establishment of a controlled burning regime in the region.

2.7. HYBRIDIZATION

Hybridization is the mechanism responsible for gene flow between individuals with different gene complexes. Hybridization is a very common event among plant species. It is a source of variation and the emergence of new species (Lugon-Moulin et al., 1999). One of the negative consequences is that hybrids can invade the habitat and compete with parent species, which can lead to their extinction.

Hybridization with its congener, *U. gummifera*, is one of the threats to *U. buiningii*. During field studies for the preparation of this plan, it was possible to observe individuals that share morphological characteristics of both *U. buiningii* and *U. gummifera* present in one *U. buiningii* habitat. These observations corroborate the results found by Silva et al. (2020). In this study, a significant amount of inbreeding was recorded for the *U. buiningii* population. An assessment of these individuals and possible hybrids should be carried out to guide management strategies.

2.8. CLIMATE CHANGES

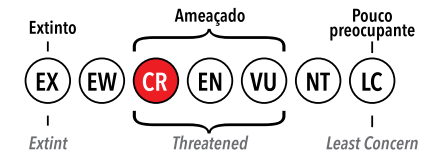
The Earth's climate has been extremely impacted around the world as a result of human activities. Annual temperature and precipitation are the most affected climate variables (IPCC, 2018). A 1.5° C increase in global averages is projected for the next few years, which could negatively impact biodiversity (Portner et al., 2021). Biodiversity loss and climate change, which are interconnected (Portner et al., 2021), can lead to the extinction of populations of species that are more sensitive to these changes, such as those with a more restricted distribution area (Malcolm et al., 2006).

In the rupestrian fields of the Espinhaço Range, a modeling study of future climatic distribution indicates a possible extinction of 97% of microendemic species of angiosperms in these environments (Bitencourt et al., 2016). Combining the prediction of temperature increase for the region and the preference of *U. buiningii* for habitats above 1,000 meters in altitude, it is expected that the population will be affected by these changes (Bitencourt et al., 2016). These plants will likely seek more suitable habitats for their maintenance. However, their survival in these locations will also depend on their ability to circumvent the possible variations that can alter their demographics, such as diseases, predation, competition and adverse environmental conditions. In this sense, understanding how the population of *U. buiningii* responds to climate change can help guide strategies to protect their habitats against these changes. Even if threats to individuals of *U. buiningii* are faced, access to habitats and their connectivity is likely to determine the maintenance of the number of individuals, in the long term, in the rocky fields of the CEMG mountains. Monitoring the changing trends of its range as a result of climate change can also indicate "paths" to be traced for the in-situ conservation of the species in the region.

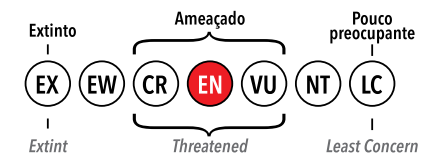




Uebelmannia buiningii



Uebelmannia gummifera



Uebelmannia pectinifera

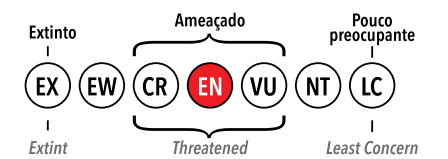


Figura 41. Categorias da IUCN atribuídas às espécies de *Uebelmannia* Buining.

Figure 41. IUCN threat categories attributed to *Uebelmannia* Buining species (Photos: Ribeiro-Silva, S/ RedCactos).

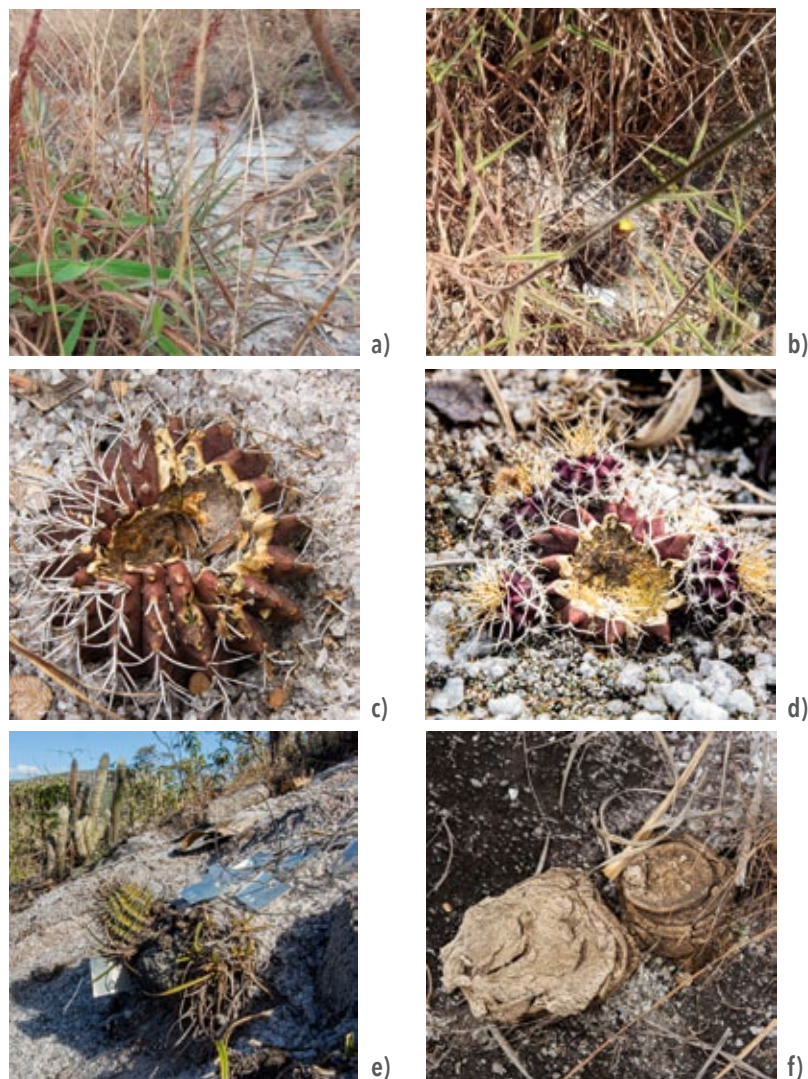


Figura 42. Ameaças às populações e habitats de *Uebelmannia buiningii* Donald (a-b) *Melinis minutiflora* P. Beauv, espécie exótica invasora. (c-d) Predação de indivíduos, com observação de alguns coleópteros dentro dos cactos; (e) coleta ilegal de indivíduos dentro do Parque Estadual da Serra Negra (localidade do Tilau). Muitos indivíduos desapareceram desta área, sem vestígios de mortalidade, sobrando apenas as placas recolhidas em 2019, provenientes do inventário feito em 2014; (f) fezes de gado.

Figure 42. Threats to populations and habitats of *Uebelmannia buiningii* Donald (a-b) *Melinis minutiflora* P. Beauv, an invasive alien species. (c-d) Predation of individuals, with observation of some beetles within cacti; (e) illegal collection of individuals within the Serra Negra State Park (Tilau locality). Many individuals disappeared from this area, with no traces of mortality, leaving only the plates collected in 2019, from the inventory made in 2014; (f) cattle feces.

PARTE III

Estratégias e ações de recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald e de seus habitats

3.1. INTRODUÇÃO

As estratégias para a recuperação populacional de uma espécie endêmica e ameaçada de extinção devem ter como foco principal a manutenção de sua viabilidade na natureza, a recuperação de processos ecológicos e a restauração da qualidade de seus habitats (Akçakaya et al., 2018, 2020). Para isso, é necessário que adotemos critérios qualitativos e quantitativos que possam ser monitorados em longo prazo, buscando alcançar o sucesso de recuperação e conservação das populações.

Várias recomendações sobre a recuperação de plantas ameaçadas de extinção têm sido propostas. Akçakaya et al. (2020), por exemplo, discutem a necessidade de levar em consideração a funcionalidade ecológica na recuperação populacional de espécies, contribuindo para uma abordagem abrangente para a conservação em diversos níveis de organização biológica. Este estudo define a funcionalidade ecológica como a totalidade das interações das espécies, determinando sua contribuição para os processos do ecossistema e os padrões de interações intraespecíficas, comportamento e dinâmica social característica daquela espécie. A conservação da natureza exige a conservação das interações entre as espécies, bem como das próprias espécies.

Nesse sentido, compreender os fatores ecológicos que limitam a persistência das populações e enfrentar as ameaças antrópicas são elementos-chave para o planejamento de ações *in situ* para a recuperação de *U. buiningii*. A diversidade nos atributos da história de vida e a complexa história evolutiva das espécies dos campos rupestres da região da CEMG significa que este plano de recuperação precisa cobrir uma ampla gama de questões e deve ser sustentado por uma base de conhecimentos científicos. Isso indica o desafio de sua implementação, considerando ainda algumas ações de pesquisa que precisam ser produzidas.

No Brasil, ainda não temos instrumentos legais que estabeleçam os procedimentos para elaboração, análise e acompanhamento da execução de projetos de recuperação de espécies ameaçadas de extinção. Assim, para este plano seguiremos as orientações trazidas no guia de translocação da IUCN (IUCN, 2013a).

3.2. STATUS DE CONSERVAÇÃO DE *U. buiningii*

Uebelmannia buiningii foi listada como Criticamente em Perigo nacionalmente, conforme Portaria n.443 do MMA, em 2014.

3.2.1. Critérios da Lista Vermelha da IUCN versão 3.1

O estado de conservação de *Uebelmannia buiningii* foi avaliado em 2010 de acordo com os critérios da Lista Vermelha da IUCN Versão 3.1 (IUCN, 2013b) e atendeu aos critérios para Criticamente Em Perigo (CR B1ab (iii,iv,v)) (Tabela 3).

3.3. OBJETIVOS DE RECUPERAÇÃO, CRITÉRIOS DE DESEMPENHO E AÇÕES DE RECUPERAÇÃO

3.3.1. Objetivo geral

O objetivo geral de recuperação para *Uebelmannia buiningii* é retirar a espécie do estado de Criticamente em Perigo num período de 15 anos.

3.3.2. Objetivos específicos de recuperação e critérios de desempenho de *Uebelmannia buiningii*.

Os objetivos de recuperação específicos e os critérios de desempenho para *Uebelmannia buiningii* estão listados na Tabela 4.

3.3.3. Definição de técnicas de recuperação de população de plantas ameaçadas

A definição de técnicas para a recuperação das populações de *U. buiningii* e de seus habitats adotada neste plano segue o proposto por IUCN (2013a), o qual define a "translocação de conservação" como o movimento intencional de uma espécie para habitats ou áreas que ocupava anteriormente ou onde tenha tornado extinta ou quase extinta. O termo "translocação de conservação" engloba todos os tipos de translocação, os quais são conduzidos com o objetivo de conservação. O "reforço" é uma forma de "restauração da população", e difere da reintrodução na medida em que visa a fortalecer uma população que ainda existe. Quando se faz necessário estabelecer uma população da espécie fora de sua área de distribuição natural, a translocação constitui numa "introdução". As introduções de conservação podem constituir "colonização assistida" (ou "migração assistida"), o que significa que as espécies são introduzidas em novos locais onde podem escapar das ameaças atuais ou futuras. De outro modo, a translocação pode constituir "substituição ecológica" onde a espécie é introduzida para desempenhar a função ecológica de uma espécie extinta. Essas técnicas são categorizadas de acordo com a origem da população e do local que receberá o germoplasma vegetal (mudas ou sementes) (IUCN, 2013a).

Para *U. buiningii* estamos propondo a adoção de duas técnicas de translocação: o adensamento e a reintrodução de indivíduos na subpopulação da área T, GB e RA. Adotaremos as abordagens de correspondência de ancestrais e de ambientes (Houde et al., 2015), onde uma população de origem é selecionada para translocação com base na semelhança genética com a população que receberá o material genético e com as similaridades de seus ambientes. A primeira abordagem parte do princípio que parentes próximos geneticamente podem compartilhar genes que reconhecem caracteres adaptativos ao ambiente do local de restauração. Na segunda, uma população de origem do propágulo é selecionada para translocação com base na similaridade dos ambientes envolvidos. Indivíduos com fenótipos semelhantes tendem a ser produzidos em localidades que apresentam características ambientais semelhantes (Campbell & Bernatchez, 2004).

3.4. METODOLOGIA DO PLANO

Este plano foi construído a partir da análise das informações produzidas nas partes I e II desta publicação. Adicionalmente, utilizou-se também as recomendações apresentadas pelos participantes do Seminário de Pesquisa sobre *U. buiningii*, realizado em fevereiro de 2021. Esse seminário, que reuniu pesquisadores, gestores ambientais e estudantes, teve como objetivo discutir os resultados de pesquisa e apontar ações para recuperação e conservação de *U. buiningii*.

3.5. ESTRATÉGIAS E AÇÕES DE RECUPERAÇÃO

O plano de recuperação abrange nove estratégias e 26 ações. Uma breve justificativa de cada ação proposta encontra-se disponível abaixo. Os métodos a serem utilizados para a execução das ações serão determinados posteriormente com a equipe que irá trabalhar na recuperação da espécie. Cada ação de recuperação pode contribuir para alcançar mais de um objetivo de recuperação e critério de desempenho (especificados na Tabela 4). A relação entre os objetivos de recuperação, os critérios de desempenho e as ações de recuperação é apresentada no Anexo. 1.

Estratégia de Recuperação 1. Gestão do conhecimento para orientar a recuperação de *U. buiningii* e de seus habitats.

- Ação de recuperação 1.1. Reestruturação do banco de dados existente sobre *U. buiningii*.
Justificativa - A reestruturação de banco de dados sobre os conhecimentos gerados acerca de *U. buiningii* e a região de Serra Negra irá orientar a tomada de decisões futuras e a realização de diversas atividades propostas neste plano.

Estratégia de recuperação 2. Promoção de pesquisa e de conservação de germoplasma para viabilizar a recuperação de *U. buiningii* e de seus habitats.

- Ação de recuperação 2.1. Avaliação da fenologia reprodutiva e germinação de sementes de *U. buiningii*.
Justificativa - O entendimento sobre a produção de flores e frutos, bem como os períodos adequados para a coleta de sementes, irão orientar a produção de novos indivíduos e o momento para a coleta e semeadura de sementes e estabelecimento de mudas no campo.
- Ação de recuperação 2.2. Investigação do sistema reprodutivo das espécies facilitadoras e de outras espécies ameaçadas (especialmente *U. gummifera*) identificadas na comunidade vegetal.
Justificativa - Foram observadas que determinadas plantas facilitadoras desempenham um papel fundamental na manutenção dos indivíduos de *U. buiningii* e deverão ser utilizadas no processo de restauração de seus habitats.
- Ação de recuperação 2.3. Avaliação da similaridade genética de indivíduos das subpopulações de *U. buinguii*.
Justificativa - Parentes genéticos próximos podem compartilhar genes que conferem adaptações às principais características ambientais do local de restauração.
- Ação de recuperação 2.4. Coleta de sementes de cada subpopulação para conservação *ex situ* da espécie.
Justificativa - Não há atualmente sementes ou mudas de *U. buiningii* nos bancos de germoplasma existentes no país, o que aumenta o seu risco de extinção.
- Ação de recuperação 2.5. Avaliação da efetividade da polinização e a troca de pólen entre os fragmentos.
Justificativa - A polinização é um processo ecológico chave nos ecossistemas naturais, pois determina o sucesso reprodutivo de espécies da flora, influenciando a sua capacidade de auto-regeneração. Além disso, o estudo do fluxo de pólen irá contribuir para se fazer previsões sobre as mudanças genéticas causadas pela fragmentação na população de *U. buiningii*.
- Ação de recuperação 2.6. Investigação da hibridação na população de *U. buiningii*
Justificativa - Há indícios de ocorrência de híbridos nas áreas de ocorrência de *U. buiningii*. Esses podem competir com *U. buiningii* e contribuir para a sua extinção.
- Ação de recuperação 2.7. Avaliação dos efeitos do fogo sobre a população de *U. buiningii*.
Justificativa - O fogo é um componente importante dos ecossistemas naturais mas também pode afetar negativamente algumas espécies. Entender como *U. buiningii* responde a esse evento é fundamental para proposição de estratégias de manejo e proteção de sua população.

- Ação de recuperação 2.8. Avaliação dos efeitos das mudanças do clima sobre a população de *U. buiningii* e seus habitats.
Justificativa - Espécies endêmicas e/ou ameaçadas de extinção podem ser particularmente mais vulneráveis às mudanças climáticas.

Estratégia recuperação 3. Mitigação ou eliminação das ameaças à população de *U. buiningii*.

- Ação de recuperação 3.1 Erradicação de *Melinis minutiflora* visando restaurar as populações de *U. buiningii* e a qualidade de seus habitats.
Justificativa - A espécie exótica e invasora *Melinis minutiflora* deverá ser removida e erradicada dos habitats de *U. buiningii*. O seu controle deve ser considerado como um meio para alcançar os objetivos de conservação da biodiversidade nos habitats de *U. buiningii*. O protocolo de controle a ser estabelecido deverá levar em consideração os objetivos de conservação do PESN e seu entorno. Assim, os habitats de *U. buiningii* são definidos como elevada prioridade para o controle de *M. minutiflora* considerando os potenciais impactos negativos que essa espécie pode produzir para a biodiversidade da região.
- Ação de recuperação 3.2. Eliminação da coleta ilegal de indivíduos de *U. buiningii*
Justificativa - Garantir a proteção dos indivíduos de *U. buiningii* e de seus habitats é fundamental para implementação de ações propostas de adensamento e reintrodução que visam a manutenção da população de *U. buiningii* em longo prazo em seu habitat natural.
- Ação de recuperação 3.3. Cercamento dos habitats de *U. buiningii* para proteger seus indivíduos
Justificativa - O cercamento dos habitats irá contribuir para redução do pisoteio de gado, o qual é uma das ameaças à sobrevivência de *U. buiningii*. Adicionalmente, a eliminação desses animais das áreas de ocorrência poderá reduzir a disseminação de sementes de *Melinis minutifolia* nos habitats de *U. buiningii*.

Estratégia de recuperação 4. Monitoramento e manejo adaptativo de *U. buiningii*, para estabilidade e/ou aumento populacional.

- Ação de recuperação 4.1. Avaliação da dinâmica da população de *U. buiningii* em longo prazo
Justificativa - A avaliação da dinâmica irá permitir identificar os processos demográficos mais importantes para a taxa de crescimento populacional intrínseca (r) da população em longo prazo.

- Ação de recuperação 4.2. Atualização e análise de dados demográficos das subpopulações.
Justificativa - Os dados demográficos devem ser inseridos na base de dados já existente para que possa ser analisada e comparada com anos anteriores. Análise dos dados demográficos é necessária para determinar as taxas de herbivoria, polinização, conjunto de sementes, recrutamento, etc.
- Ação de recuperação 4.3. Adensamento e reintrodução de propágulos na área do Tilau (T), Geraldo Batista e Ribeirão de Areia (RA).
Justificativa - O adensamento e a reintrodução de indivíduos de *U. buiningii*, são duas técnicas de translocação indicadas para aumentar a população (veja tabela 5).

Estratégia de recuperação 5. Proteção dos habitats críticos de *U. buiningii*.

- Ação de recuperação 5.1. Implementação do Parque Estadual de Serra Negra - PESN
Justificativa - A implementação do Parque exige a elaboração de seu plano de manejo, o qual é o principal instrumento de gestão de unidade de conservação (SNUC, 2020).
- Ação de recuperação 5.2. Estruturação do sistema de fiscalização dos habitats de *U. buiningii*
Justificativa - A fiscalização pode contribuir para eliminar a coleta ilegal de plantas na região, que ainda é uma das ameaças à espécie.
- Ação de recuperação 5.3. Estímulo à criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural-RPPN ou outros tipos de unidades de conservação.
Justificativa - A criação de RPPNs pode conciliar a proteção de *U. buiningii* com o uso sustentável das áreas privadas onde ocorre a espécie.

Estratégia de recuperação 6. Sensibilização ambiental, comunicação/divulgação

- Ação de recuperação 6.1. Inclusão das comunidades locais e dos proprietários de terra em todas as atividades do projeto de recuperação.
Justificativa - A participação dos proprietários de terra e da comunidade é crucial para o sucesso da implementação das ações de recuperação. Os proprietários de terras precisam estar cientes das recomendações de manejo e de proteção das subpopulações de *U. buiningii* em suas áreas.
- Ação de recuperação 6.2. Divulgação ampla das informações do projeto de recuperação.
Justificativa - As ações de divulgação são instrumentos que permitem manter e ampliar as relações com o público-alvo, além de criar novas relações com o público externo, amplificando a visibilidade do plano entre a sociedade e as diversas organizações. A divulgação científica, por exemplo, objetiva democratizar o acesso a esse conhecimento

e estabelecer condições para a alfabetização científica. Busca contribuir para incluir os cidadãos no debate sobre o tema aqui proposto e mostrar como isso impacta as suas vidas. Além disso, foca nos resultados alcançados no impacto das ações propostas sobre os atores e na conservação dos habitats de *U. buiningii*.

Estratégia de recuperação 7. Capacitação de gestores, agentes ambientais e voluntários para atuar em diversas ações deste plano.

- Ação de recuperação 7.1. Capacitação na coleta de dados e monitoramento de *U. buiningii*
Justificativa - A coleta de dados demográficos anuais é fundamental para garantir a robustez das análises das taxas de viabilidade populacional da espécie em longo prazo. Adicionalmente, o monitoramento de *U. buiningii* irá permitir entender sobre o status de conservação de seus habitats.
- Ação de recuperação 7.2. Capacitação em manejo de *M. minutiflora*
Justificativa - A capacitação dos agentes ambientais do PESN e voluntários irá contribuir para enfrentar as ameaças à população de *U. buiningii* e seus habitats causadas pela invasão de *M. minutiflora*.
- Ação de recuperação 7.3. Capacitação em técnicas de recuperação de *U. buiningii*
Justificativa - O conhecimento de técnicas de translocação irá orientar a adoção de medidas apropriadas de recuperação propostas neste plano.

Estratégia de recuperação 8. Estabelecimento de parceria com diversos atores para financiamento de projetos para recuperação de *U. buiningii* e de seus habitats.

Ação de recuperação 8.1. Identificação de oportunidades de investimento a ser aplicado para a recuperação de *U. buiningii* e de seus habitats.

Justificativa - O envolvimento com outras instituições públicas e privadas irá contribuir para dividir os custos de investimento necessários para implementação deste plano.

Estratégia de recuperação 9. Avaliação do sucesso de recuperação populacional e conservação de *U. buiningii*

- Ação de recuperação 9.1 - Determinação do "Green Score" ou índice de recuperação de *U. buiningii*.
Justificativa - O índice calculado no momento da avaliação é o "Species Recovery Score"(G, sigla em inglês) irá gerar uma pontuação que poderá ser rastreada ao longo do tempo para se acompanhar o progresso de recuperação da espécie. (Akçakaya et al., 2018, 2020).

- Ação de recuperação 9.2. Testar métricas de conservação para demonstrar o sucesso de conservação e o grau de recuperação de *U. buiningii*
Justificativa - Avaliar o efeito das ações de conservação realizadas até o presente exige o uso de métricas que permita, por exemplo, o entendimento do estado de conservação da espécie como resultado de ações de conservação atuais e planejadas neste documento.

3.6. INDICADORES QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS

Os indicadores qualitativos incluem as seguintes observações nas áreas de ocorrência de *U. buiningii*.

1. Ausência de *Melinis minutiflora* nos habitats de *U. buiningii* e nas áreas de entorno.
2. Cercamento das áreas de ocorrência da espécie para proteção contra os impactos causados pelo gado.
3. Eliminação da coleta ilegal de indivíduos de *U. buiningii* para fins ornamentais.

Os indicadores quantitativos estão reunidos na Tabela 7

PARÂMETROS

3.6.1. Estrutura e dinâmica da população de *U. buiningii*

- i) Indicador = Densidade de indivíduos
- ii) Indicador = Taxa de crescimento populacional (λ)
- iii) Taxas anuais médias de mortalidade e de recrutamento

3.6.2. Comunidade de plantas

i) Indicador = Diversidade de espécies - o aumento da diversidade de espécies pode reduzir o risco de invasão de uma comunidade vegetal (Levine & D'Antonio, 1999). Consequentemente, a redução da diversidade pode deixar a comunidade mais suscetível à invasão.

ii) Indicador = Ocorrência de espécies indicadoras associadas aos habitats - Algumas espécies foram identificadas como indicadoras dos habitats de *U. buiningii* (veja item da parte I deste Plano).

3.6.3. Processos ecológicos/funcionais

i) Indicador = Porcentagem de cobertura por *M. minutifolia*. A abundância de *U. buiningii* é

reduzida com a abundância de *Melinis minutiflora* (veja item na Parte I deste Plano).

ii) Indicador = Abundância de *U. buiningii* associada à abundância de espécies facilitadoras (veja item da Parte I deste Plano). A abundância de *U. buingui* responde à interação com *Encholirium subsecundum* (veja item da parte 1 deste Plano).

iii) Indicador = Abundância de *U. buiningii* associada com o maior teor de micronutrientes no solo abaixo de *E. subsecundum*. *Uebelmannia buiningii* responde positivamente a maiores teores de micronutrientes associados com *E. subsecundum* (veja item da parte I deste Plano).

iv) Indicador - Número de polinizadores/visitantes florais.

PART III

*Strategies and Actions for
the Recovery of Uebelmania
buiningii* Donald and its
habitats

3.1. INTRODUCTION

Strategies for population recovery of an endemic and endangered species should focus primarily on maintaining its viability in nature, recovering ecological processes and restoring the quality of its habitats (Akçakaya et al., 2018, 2020). For this, it is necessary to adopt qualitative and quantitative criteria that can be monitored in the long term, seeking to achieve recovery and conservation success.

Several recommendations on endangered plant recovery have already been proposed. For example, Akçakaya et al. (2020) discuss the need to take into account ecological functionality in the recovery of species, contributing to a comprehensive approach toward conservation at different levels of biological organization. They define functionality as the totality of species interactions, according to their contribution to ecosystem processes, and the patterns of intraspecific interactions, including the behavior and social dynamics characteristic of a given species. Conservation in nature presupposes the conservation of interactions between and within species.

Understanding the ecological factors that limit population persistence, along with prioritizing and addressing threats, are key elements for in situ action planning and the recovery of *U. buiningii*. The diversity in life history attributes and the complex evolutionary history of species from the rupestrian grasslands of the CEMG region mean that this recovery plan needs to cover a wide range of issues and must be grounded in a sound scientific knowledge base.

In Brazil, we do not have legal instruments that establish procedures for the preparation, analysis and monitoring of projects implemented to recover threatened species. For this plan, we will follow the guidelines provided in the IUCN translocation guide (IUCN, 2013a).

3.2. CONSERVATION STATUS OF *U. buiningii*

Uebelmannia buiningii was listed as Critically Endangered nationally, according to MMA Ordinance n.443 in 2014.

3.2.1. IUCN Red List Criteria, version 3.1

The conservation status of *U. buiningii* was assessed in 2010 according to the criteria of the IUCN Red List, version 3.1 (IUCN, 2013a), and it met the criteria for Critically Endangered (CR B1ab(iii,iv,v)) (Table 3).

3.3. RECOVERY OBJECTIVES, PERFORMANCE CRITERIA, AND RECOVERY ACTIONS

3.3.1. General objective

The overall recovery objective for *Uebelmannia buiningii* is to remove the species from the state to improve the conservation status of Critically Endangered within a 15-year period.

3.3.2. Specific recovery objectives and performance criteria for *U. buiningii*.

The specific recovery objectives and performance criteria for *U. buiningii* are listed in Table 4.

3.3.3. Definition of endangered plant population recovery techniques

The definition of techniques for the recovery of *U. buiningii* populations and their habitats adopted in this plan follows that proposed by IUCN (2013a), which defines "conservation translocation" as the intentional movement of a species to habitats or areas that occupied previously or where it has become extinct or nearly extinct. The term "conservation translocation" encompasses all types of translocation, which are conducted for the purpose of conservation. "Reinforcement" is a form of "population restoration", and differs from reintroduction in that it aims to strengthen a population that still exists. When it is necessary to establish a population of the species outside its natural range, translocation constitutes an "introduction". Conservation introductions can constitute "assisted colonization" (or "assisted migration"), which means that species are introduced into new locations where they can escape current or future threats. Otherwise, translocation may constitute "ecological substitution" where the species is introduced to perform the ecological function of an extinct species. These techniques are categorized according to the origin of the population and the location that will receive the plant germplasm (seedlings or seeds) (IUCN, 2013a).

For *U. buiningii*, we are proposing the adoption of two translocation techniques: densification and reintroduction of individuals in the subpopulation of the T, GB and RA area, respectively. We will adopt ancestors and environment matching approaches (Houde et al., 2015), where a source

population is selected for translocation based on genetic similarity with the population that will receive the genetic material and with the similarities of their environments. The first approach assumes that genetically close relatives can share genes that recognize adaptive characters to the environment of the restoration site. In the second, a population of origin of the propagule is selected for translocation based on the similarity of the environments involved. Individuals with similar phenotypes tend to be produced in locations that have similar environmental characteristics (Campbell & Bernatchez, 2004).

3.4. PLAN METHODOLOGY

This plan was built from the analysis of the information produced in parts I and II of this publication. Additionally, the recommendations presented by the participants of the Research Seminar on *U. buiningii*, held in February 2021, were also used. This seminar, which brought together researchers, managers and students, aimed to discuss the research results and to point out actions for recovery and conservation of *U. buiningii*.

3.5. RECOVERY STRATEGIES AND ACTIONS

The recovery plan encompasses nine strategies and twenty-six actions. A brief justification for each proposed action is available below. The methods to be used for carrying out the actions will be determined later with the team that will work on the recovery of the species. Each recovery action can contribute to achieving more than one recovery objective and performance criteria (specified in Table 4). The relationship between recovery objectives, performance criteria, recovery actions and suggested partners is presented in the Annex 1.

Recovery Strategy 1. Knowledge management to guide the recovery of *U. buiningii* and its habitats.

- Recovery Action 1.1. Structuring the existing *U. buiningii* database.
Justification - Restructuring of the *U. buiningii* and Serra Negra region knowledge database will guide future decision-making and the carrying out of various activities proposed in this plan.

Recovery strategy 2. Promotion of research and germplasm conservation to enable the recovery of *U. buiningii* and its habitats.

- Recovery action 2.1. Evaluation of reproductive phenology and germination of *U. buiningii* seeds.
Justification - Understanding the production of flowers and fruits, as well as the

appropriate periods for collecting seeds, will guide the production of new individuals and the timing for collecting and sowing seeds and establishing seedlings in the field.

- Recovery action 2.2. Investigation of the reproductive system of facilitating species and other threatened species (especially *U. gummifera*) identified in the plant community.
Justification - It was observed that certain facilitating plants play a fundamental role in the maintenance of *U. buiningii* individuals and should be used in the process of restoration of their habitats.
- Recovery Action 2.3. Evaluation of the genetic similarity of individuals from *U. buiningii* subpopulations.
Justification - Close genetic relatives may share genes that confer adaptations to the main environmental characteristics of the restoration site.
- Recovery Action 2.4. Collecting seeds from each subpopulation for ex situ conservation.
Justification - There is no material of *U. buiningii* available in the germplasm banks existing in the country, which increases its extinction risk.
- Recovery Action 2.5. Evaluation of the effectiveness of pollination and exchange of pollen between fragments.
Justification - Pollination is a key ecological process in natural ecosystems, as it determines the reproductive success of flora species, influencing their capacity for self-regeneration. In addition, the study of pollen flow will contribute to accurately predicting genetic changes caused by fragmentation in the *U. buiningii* population.
- Recovery Action 2.6. Hybridization investigation in the *U. buiningii* population
Justification.- Evidence suggests the occurrence of hybrids in the areas of occurrence of *U. buiningii*. Hybrids can compete with *U. buiningii* and cause its extinction.
- Recovery action 2.7. Evaluation of fire effects on the population of *U. buiningii*.
Justification - Fire is an important component of natural ecosystems. Understanding how *U. buiningii* responds to this event is fundamental to any proposed management strategies and protection of its population.
- Recovery Action 2.8. Evaluation of the effects of climate change on the *U. buiningii* population and habitats.
Justification - Endemic and/or endangered species may be especially vulnerable to climate change.

Recovery strategy 3. Mitigation or elimination of threats to the *U. buiningii* population.

- Recovery action 3.1 Eradication of *M. minutiflora* aiming to restore *U. buiningii* populations and the quality of their habitats.
Justification - The exotic and invasive species *M. minutiflora* should be removed and eradicated from *U. buiningii* habitats. Its control must be considered as a means to achieve the goals of biodiversity conservation in *U. buiningii* habitats. The control protocol to be established must take into account the conservation objectives of the PESN and its surroundings. Thus, the habitats of *U. buiningii* are defined as a high priority for the control of *M. minutiflora*, considering the potential negative impacts that this species can have on the biodiversity of the region.
- Recovery action 3.2. Elimination of illegal collection of individuals from *U. buiningii*
Justification - Ensuring the protection of *U. buiningii* individuals and their habitats is fundamental for the implementation of proposed reinforcement and reintroduction actions aimed at the long-term maintenance of the *U. buiningii* population in its natural habitat.
- Recovery Action 3.3. Enclosure of areas to protect *U. buiningii* habitats
Justification - The fencing of habitats will contribute to reducing cattle trampling, which is one of the threats to the survival of *U. buiningii*. Additionally, the elimination of these animals could reduce the dissemination of *M. minutifolia* seeds in *U. buiningii* habitats.

Recovery strategy 4. Monitoring and adaptive management of *U. buiningii*, for stability and/or population increase.

- Recovery action 4.1. Long-term evaluation of *U. buiningii* population dynamics
Justification - Evaluation of the dynamics will allow to identification of the most important demographic processes for intrinsic population growth rate (r) in the long term.
- Recovery Action 4.2. Updating and analyzing demographic data of subpopulations.
Justification - Demographic data must be entered into the existing database so that it can be analyzed and compared with previous years. Analysis of demographic data is needed to determine rates of herbivory, pollination, seed set and recruitment.
- Recovery action 4.3. Reinforcement and reintroduction of propagules in the Tilau (T), Geraldo Batista and Ribeirão de Areia (RA) areas.
Justification - Reinforcement and reintroduction of *U. buiningii* individuals are two translocation techniques indicated to increase the population (see table 5).

Recovery strategy 5. Protection of critical *U. buiningii* habitats.

- Recovery Action 5.1. Implementation of Serra Negra State Park -PESN
Justification - The implementation of the park program requires the elaboration of its management plan, which is the main instrument of protected area management (SNUC, 2020).
- Recovery Action 5.2. Structuring the surveillance system for *U. buiningii* habitats
Justification - Inspection can help to eliminate illegal plant collection in the region, which is still threatens the species.
- Recovery Action 5.3. Encouraging the creation of Private Natural Heritage Reserves-RPPN or other types of conservation units.
Justification - The creation of RPPNs can reconcile the protection of *U. buiningii* with the sustainable use of private areas where the species occurs.

Recovery strategy 6. Environmental awareness, communication/dissemination

- Recovery Action 6.1. Inclusion of local communities and landowners in all restoration project activities.
Justification - The participation of landowners and the community is crucial for the successful implementation of restoration actions. Landowners need to be aware of management and protection recommendations for *U. buiningii* subpopulations in their areas.
- Recovery Action 6.2. Widespread disclosure of recovery project information.
Justification - Dissemination actions are instruments that allow the maintenance and expansion of relations with the target audience, in addition to creating new relationships with the external public, amplifying the plan's visibility between society and the various organizations. Scientific dissemination, for example, aims to democratize access to this knowledge and establish conditions for scientific literacy. It seeks to contribute to inclusion of citizens in the debate on the topic proposed here and to show how it impacts their lives. It focuses on the results achieved, as well as the impact of the proposed actions on the actors and on the conservation of *U. buiningii* habitats.

Recovery strategy 7. Qualification of managers, environmental agents and volunteers to act on various activities proposed in this plan.

- Recovery action 7.1. Training in *U. buiningii* monitoring
Justification - The collection of annual demographic data is essential to guarantee the robustness of the analysis of population viability rates in the long term.

- Recovery Action 7.2. Training in *M. minutiflora* management
Justification - The training of PESN environmental agents and volunteers strengthen their ability to understand and manage threats to the *U. buiningii* population and its habitats caused by the invasion of *M. minutiflora*.
- Recovery action 7.3. Training in *U. buiningii* recovery techniques
Justification - Knowledge of translocation techniques will guide the adoption of appropriate recovery measures proposed in this plan.

Recovery strategy 8. Establishment of partnerships with various actors to finance projects for the recovery of *U. buiningii* and its habitats.

- Recovery Action 8.1. Identification of investment opportunities to be applied for the recovery of *U. buiningii* and its habitats.
Justification - Involvement with other public and private institutions will allow for the sharing of investment costs for the implementation of this plan.

Recovery strategy 9. Evaluation of the success of population recovery and conservation of *U. buiningii*

- Recovery action 9.1 - Determination of the "Green Score" or *U. buiningii* recovery index.
Justification - Calculated at the time of assessment is the "Species Recovery Score" (G) will generate a score that can track the progress of species recovery over time. (Akçakaya et al., 2018, 2020).
- Recovery action 9.2. Test conservation metrics to demonstrate conservation success and degree of recovery of *U. buiningii*
Justification - Assessing the effect of the conservation actions carried out to date requires the use of metrics that allow, for example, the understanding of the conservation status of the species as a result of current and planned conservation actions in this document.

3.6. QUALITATIVE AND QUANTITATIVE INDICATORS.

Qualitative indicators include the following observations in the areas of occurrence of *U. buiningii*.

1. Absence of *M. minutiflora* in *U. buiningii* habitats and surrounding areas.
2. Enclosure of areas where the species occurs to protect against impacts caused by cattle.
3. Elimination of illegal collection of *U. buiningii* individuals for ornamental purposes.

Quantitative indicators are summarized in Table 7

PARAMETERS

3.6.1. Structure and dynamics of the *U. buiningii* population

- i) Indicator = Density of individuals
- ii) Indicator = Population growth rate (λ)
- iii) Average annual mortality and recruitment rates

3.6.2. Plant community

i) Indicator = Species diversity - Increasing species diversity can reduce the risk of invasion of a plant community (Levine & D'Antonio, 1999). Consequently, reducing diversity can make the community more susceptible to invasion.

ii) Indicator = Occurrence of indicator species associated with habitats - Some species have been identified as indicators of *U. buiningii* habitats (see item in part I of this Plan).

3.6.3. Ecological/Functional Processes

i) Indicator = Percentage of coverage by *M. minutiflora*. The abundance of *U. buiningii* is reduced with the abundance of *M. minutiflora* (see item in Part I of this Plan).

ii) Indicator = Abundance of *U. buiningii* associated with the abundance of facilitating species (see item in Part I of this Plan). The abundance of *U. buiningii* responds to interaction with *E. subsecundum* (see item in part 1 of this Plan).

iii) Indicator = Abundance of *U. buiningii* associated with the highest micronutrient content in the soil below *E. subsecundum*. *U. buiningii* responds positively to higher levels of micronutrients associated with *E. subsecundum* (see item in part I of this Plan).

iv) Indicator - Number of pollinators/flower visitors.

Critério da IUCN	Justificativa
CR B1	Tem extensão de ocorrência inferior a 100 km ² .
CR B1a	Todas as subpopulações conhecidas estão gravemente fragmentadas.
CR B1b(iii)	Observa-se um declínio contínuo na área e na qualidade do habitat.
CR B1b(iv)	Há um declínio contínuo projetado no número de subpopulações.
CR B1b(v)	Há um declínio no número de indivíduos maduros.

Tabela 3. Critérios da Lista Vermelha da IUCN para *Uebelmannia buiningii*.

IUCN criteria	Justification
CR B1	It has an occurrence extension of less than 100 km ² .
CR B1a	All known subpopulations are severely fragmented.
CR B1b(iii)	Both area and habitat quality are continuously declining.
CR B1b(iv)	A continued decline in the number of subpopulations is projected.
CR B1b(v)	The number of mature individuals is declining.

Table 3. IUCN Red List Criteria for *U. buiningii*.

Objetivos da recuperação	Critério de desempenho	Critério da IUCN
1. Aumentar a extensão de ocorrência (EOO) da espécie.	1.1. Aumentar a extensão de ocorrência da espécie em pelo menos 10% em cinco anos.	CR B1
2. Manter ou aumentar o tamanho da população de <i>U. buiningii</i> .	2.1. Aumentar o tamanho da população da espécie em pelo menos 10% em cinco anos.	CR B1b(iv) CR B1b(v)
3. Melhorar a qualidade dos habitats de <i>U. buiningii</i> impactados pela invasão de <i>M. minutiflora</i> .	3.1. Melhorar a condição do habitat em pelo menos três subpopulações.	CR B1b(iii)
4. Manter ou aumentar a área de ocupação (AOO) da espécie.	4.1. A área de ocupação da espécie mantida ou aumentada em pelo menos 10% em cinco anos.	CR B2(ii)
5. Proteger contra o risco de extinções das subpopulações.	5.1. Acessos de sementes de cada subpopulação de <i>U. buiningii</i> conservadas em pelo menos dois bancos de germoplasma existentes no país. 5.2. Plano de manejo elaborado e publicado incluindo as ações deste plano 5.3. Coletas ilegais de indivíduos de <i>U. buiningii</i> eliminadas.	
6. Aumentar o conhecimento científico para viabilizar a recuperação de <i>U. buiningii</i> e de seus habitats.	6.1. Banco de dados estruturado e disponível para o público em geral. 6.2. Propágulos de <i>U. buiningii</i> produzidos e disponíveis para serem utilizados na recuperação. 6.3. Sistema de reprodução de pelo menos duas espécies facilitadoras conhecido nos próximos três anos. 6.4. Similaridade genética de indivíduos de pelo menos duas subpopulações avaliada. 6.5. Troca de pólen entre os fragmentos avaliada. 6.6. Hibridação na população de <i>U. buiningii</i> avaliada. 6.7. Refúgios climáticos identificados para <i>U. buiningii</i> .	
7. Envolver ou aumentar a participação da sociedade nas atividades de recuperação por meio de educação ambiental.	7.1. Pelo menos quatro proprietários de terras envolvidos na implementação de ações de recuperação de <i>U. buiningii</i> , no período de cinco anos. 7.2. Pelo menos cinco grupos comunitários e cinco voluntários envolvidos na implementação de ações de recuperação de <i>U. buiningii</i> , no período de cinco anos.	
8. Avaliar o sucesso de recuperação populacional e conservação de <i>U. buiningii</i> .	8.1. Índice de recuperação de <i>U. buiningii</i> avaliado nos próximos dois anos. 8.2. Métricas de conservação de <i>U. buiningii</i> testadas a cada cinco anos.	

Tabela 4. Objetivos específicos de recuperação e critérios de desempenho.

Recovery Objectives	Performance Criteria	IUCN Criteria
1. To increase knowledge about the extent of occurrence of the species.	1.1. The extent of occurrence of the species is increased by at least 10% percent within five years.	CR B1
2. To maintain or increase the population size of <i>U. buiningii</i> .	2.2. The population size of the species is increased by at least 10% in five years.	CR B1b(iv) CR B1b(v)
3. To improve the quality of <i>U. buiningii</i> habitats impacted by the invasion of <i>M. minutiflora</i> .	3.1. At least three subpopulations will have the conditions of their habitat improved over the next five years.	CR B1b(iii)
4. To maintain or increase the area of occupation (AOO) of the species.	4.1. The area of occupancy of species is maintained, or increased, by at least 10% percent within five years.	CR B2(ii)
5. To protect against the risk of subpopulation extinctions.	5.1. Seed accessions of each <i>U. buiningii</i> subpopulation conserved in at least two existing germplasm banks in the country. 5.2. Have management plan prepared and published, including the actions of this plan. 5.3. Illegal collection of <i>U. buiningii</i> individuals is eliminated.	
6. To increase scientific knowledge to enable the recovery of <i>U. buiningii</i> and its habitats.	6.1. Structured database available to the general public. 6.2. Propagules of <i>U. buiningii</i> produced and available for use in recovery. 6.3. Reproduction system of at least two known facilitator species in the next three years. 6.4. Genetic similarity of individuals from at least two subpopulations evaluated. 6.5. Exchange of pollen between evaluated fragments. 6.6. Hybridization in evaluated <i>U. buiningii</i> population. 6.7. <i>Uebelmannia buiningii</i> responses to fire. 6.8. Climate refuges identified for <i>U. buiningii</i> .	
7. To involve or increase society's participation in recovery activities through environmental education.	7.1. At least four landowners involved in the implementation of <i>U. buiningii</i> recovery actions over a five-year period. 7.2. At least five community groups and five volunteers involved in the implementation of <i>U. buiningii</i> recovery actions, within a period of five years.	
8. To evaluate the success of population recovery and conservation of <i>U. buiningii</i> .	8.1. <i>Uebelmannia buiningii</i> recovery index evaluated in the next two years. 8.2. <i>Uebelmannia buiningii</i> conservation metrics tested every five years.	

Table 4. Specific recovery objectives and performance criteria.

Tabela 5. Tipos de técnicas de recuperação de populações ou de translocação aplicadas à plantas ameaçadas de extinção de acordo com a origem e o destino do germoplasma vegetal (Adaptado de IUCN, 2013a). * Técnicas que serão aplicadas para *Uebelmannia buiningii* na região de Serra Negra de Itamarandiba-MG.

Tipos de técnicas	Espécie exista no local/habitat.	Espécie não existe mais no local/habitat =(Extinta localmente)	Local de destino de indivíduos da espécie está dentro de sua área de distribuição original.	Local de destino de indivíduos da espécie é diferente de sua área de distribuição original.	Envolve a adição de indivíduos no local/habitat.	Objetivo	Processos envolvidos
Reforço* = adensamento, repovoamento, enriquecimento, suplementação ou aumento	Sim	-	Sim	Não	Sim	Aumentar a viabilidade populacional aumentando o tamanho da população, diversidade genética e / ou representação de grupos demográficos específicos ou estágio.	<ul style="list-style-type: none"> • Restauração ecológica do habitat. • Restauração da população requerendo manejo para garantir viabilidade populacional.
Reintrodução* = Restabelecimento	Sim	Sim	Sim	Não	Sim	Restabelecer uma população viável no local onde ela foi extinta.	<ul style="list-style-type: none"> • Restauração ecológica do habitat. • Restauração da população requerendo manejo para garantir viabilidade populacional.
Introdução	Não	-	Sim	Não	Sim	Estabelecer uma nova população num local/habitat.	<ul style="list-style-type: none"> • Manejo para garantir viabilidade populacional.
Migração assistida = Colonização assistida	Não	-	Não	Sim	Sim	Estabelecer uma população fora de sua área de distribuição original.	<ul style="list-style-type: none"> • Manejo para garantir viabilidade populacional.

Table 5. Types of population recovery or translocation techniques applied to endangered plants according to the origin and fate of plant germplasm (Adapted from IUCN, 2013a). * Techniques that will be applied to *Uebelmannia buiningii* in the Serra Negra, Itamarandiba-MG.

Types of Techniques	Species existed at the location/habitat.	The Species no longer exists in the location/habitat =(Locally extinct)	Place of destination of individuals of the species is within its original distribution area.	Place of destination of individuals of the species is different from its original distribution area.	Involves adding individuals to the location/habitat.	Objective	Processes involved
Reinforcement* = enrichment, supplementation or increase	Yes	-	Yes	No	Yes	Increase population viability by increasing population size, genetic diversity and/or representation of specific demographic groups or stage.	Ecological habitat restoration. Population restoration requiring management to ensure population viability.
Reintroduction* = Restoration	Yes	Yes	Yes	No	Yes	Re-establish a viable population in the place where it became extinct.	Ecological habitat restoration. Population restoration requiring management to ensure population viability.
Introduction	No	-	Yes	No	Yes	Establish a new population in a place/habitat.	Management to ensure population viability.
Assisted migration = Colonization the assisted	No	-	No	Yes	Yes	Establish a population outside its original range.	Management to ensure population viability.

O aumento da abundância de *M. minutiflora*, espécie exótica invasora presente nos habitats, pode causar declínio populacional de *U. buiningii*.

A maior abundância de *U. buiningii* está relacionada com a ocorrência de espécies arbustivas que atuam como facilitadoras. Por exemplo, o maior teor de micronutrientes no solo abaixo de bromélia *Encholirium subsecundum* está relacionado com a maior abundância de *U. buiningii*.

A coleta ilegal de indivíduos de *U. buiningii*, incluindo seus frutos e sementes, tem consequências importantes para o recrutamento de indivíduos na sua população.

A invasão de *M. minutiflora* pode alterar a dinâmica das abelhas polinizadoras de *U. buiningii*.

Tabela 6. Tipos de informações que podem ser considerados na inferência da funcionalidade da população de *Uebelmannia buiningii*, propostas com base no conhecimento disponível sobre as interações com outras espécies presentes nos seus habitats.

Increased abundance of *M. minutiflora*, an invasive alien species present in habitats, may cause population decline of *U. buiningii*.

The greater abundance of *U. buiningii* is related to the occurrence of shrub species that act as facilitators. For instance, the higher content of micronutrients in the soil below *Encholirium subsecundum* bromeliad is related to the higher abundance of *U. buiningii*.

The illegal collection of individuals of *U. buiningii*, including its fruits and seeds, has important consequences for the recruitment of individuals in its population.

The invasion of *M. minutiflora* can change the dynamics of bees pollinating *U. buiningii*.

Table 6. Types of information to be considered in inferring the functionality of the population of *U. buiningii* Donald, based on available knowledge about its interactions with other species present in their habitats

Parâmetro	Componente	Indicador	Desejável	Indesejável
1. População de <i>U. buiningii</i>	1.1. Estrutura da população de <i>U. buiningii</i>	1.1.1. Densidade de indivíduos	Aumento	Redução
		1.1.2. Taxa de mortalidade	Redução	Aumento
	1.1. Estrutura da população	1.1.2. Taxa de recrutamento	Aumento	Redução
2. Comunidades de plantas	2.1.1. Flora	2.1.1. Diversidade de espécies nos habitats	Aumento na diversidade de espécies nativas	Aumento na ocorrência de espécies exóticas invasoras
2.1. Composição				
3. Processos ecológicos/funcionais	3.1. Flora	3.1.1. Porcentagem (%) da cobertura por <i>M. minutifolia</i>	Redução da área coberta por <i>M. minutiflora</i>	Manutenção ou aumento da área coberta por <i>M. minutiflora</i>
		3.1.2. Abundância de <i>U. buiningii</i> associada à abundância de espécies facilitadoras	Aumento	Redução
	3.2. Solo	3.2.1. Abundância de <i>U. buiningii</i> associada ao maior teor de micronutrientes no solo abaixo de <i>E. subsecundum</i>	Aumento	Redução
	3.3. Fauna	3.3.1. Número de polinizadores/visitantes florais	Aumento	Redução

Tabela 7. Indicadores quantitativos de monitoramento.

Parameter	Component	Indicator	Desirable	Undesirable
1. Population of <i>U. buiningii</i>	1.1. Structure of the population of <i>U. buiningii</i>	1.1.1. Density of individuals	Increase	Reduction
		1.1.2. Growth rate	Increase	Reduction
		1.1.2. Growth rate	Increase	Reduction
	1.2. Dynamics of the <i>U. buiningii</i> population	1.2.1. Growth rate (λ)	$\lambda \geq 1$	$\lambda < 1$
2. Plant communities 2.1. Composition	2.1.1. Flora	2.1.1. Species diversity in habitats	Increase in species diversity natives	Increased occurrence of invasive alien species
2.1.2. Indicator species associated with habitats		IndVal > 0,43 e valor-p <0,05	IndVal < 0,43 e valor-p <0,05	
3. Ecological/functional processes	3.1. Flora	3.1.1. Percentage (%) of coverage by <i>M. minutiflora</i>	Reduction of the area covered by <i>M. minutiflora</i>	Maintenance or increase of the area covered by <i>M. minutiflora</i>
		3.1.2. Abundance of <i>U. buiningii</i> associated with the abundance of species	Increase	Reduction
	3.2. Soil	3.2.1. Abundance of <i>U. buiningii</i> associated with higher micronutrient content in the soil below <i>E. subsecundum</i>	Increase	Reduction
	3.3. Fauna	3.3.1. Number of pollinators/floral visitors	Increase	Reduction

PARTE IV

Monitoramento e implementação
do plano de recuperação de
Uebelmania buiningii Donald

Table 7. Quantitative monitoring indicators.

4.1. INTRODUÇÃO

Como já relatado anteriormente, este plano é o resultado de ações desenvolvidas com *Uebelmannia buiningii*, desde 2014, e um dos principais produtos do projeto Ecologia e Recuperação de *U. buiningii* (2019-2021). A sua implementação consiste, portanto, na segunda fase deste projeto, indicando ações que devem ser desenvolvidas para salvar essa planta da extinção.

O plano de recuperação de espécies da flora ameaçada de extinção e de seus habitats em unidades de conservação e entorno é um dos produtos oferecidos pelo Centro Nacional de Avaliação da Biodiversidade e de Pesquisa e Conservação do Cerrado - CBC/ICMBio (ICMBio, 2021). Assim, o CBC e o Parque Estadual de Serra Negra irão fortalecer sua parceria e juntos monitorar e revisar este plano ao longo de cinco anos, com o auxílio de cientistas, gestores, membros da comunidade de Itamarandiba e outros interessados.

A proposta de implementação deste plano deve ser baseada numa gestão horizontal e compartilhada das ações, estimulando que todos os interessados apropriem-se e participem da tarefa de salvar *U. buiningii* da extinção. Na gestão horizontal, o objetivo é eliminar a hierarquia, em busca de um ambiente mais propício para a inovação. Na gestão compartilhada, as pessoas ou profissionais tornam-se referências nos temas que dominam. Será estimulado também o trabalho voluntário, buscando desenvolver a empatia e auto-responsabilidade de indivíduos participantes nas ações propostas.

O sucesso de um projeto de recuperação de planta ameaçada de extinção depende de monitoramento em longo prazo da população original, dos indivíduos reintroduzidos e do local de recuperação (Fenu et al. 2016). O tempo médio de monitoramento das reintroduções tem sido de 2 a 3 anos, mas conhecer se a reintrodução é bem-sucedida (se as plantas vão sobreviver e se tornarem viáveis) pode levar uma década (Ren et al. 2014).

4.2. DURAÇÃO E CUSTO DO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO

O processo de recuperação levará mais tempo do que a duração deste plano, o qual terá um prazo de cinco anos. Porém, ações de recuperação populacional da espécie devem permanecer em vigor até o momento em que a população de *U. buinigii* tenha se tornado estável e a qualidade de seus habitats tenha aumentado para um nível sustentável, o que pode levar décadas (CPC, 2009).

O custo deste plano poderá ser coberto por fontes de financiamento diretas e indiretas do governo federal e estadual, fundos de apoio à pesquisa e de conservação e outros. Um custo indicativo para o período de cinco anos deste plano está incluído no Anexo 2.

4.3. IMPACTOS SOCIAIS E ECONÔMICOS

Este plano de recuperação poderá trazer impactos sociais e econômicos à comunidade de Itamarandiba. Porém, os benefícios resultarão da implementação das ações planejadas. Entre esses benefícios estão aqueles que visam a atrair fundos e recursos humanos profissionais para o PESN, a promoção e o fomento ao trabalho cooperativo da comunidade e o desenvolvimento do interesse e de habilidade nas atividades de manejo da população de *U. buiningii* e seus habitats. Este plano buscará melhorar a qualidade ambiental geral das paisagens fragmentadas da Serra Negra, o que permitirá fornecer serviços ecossistêmicos (ex. água de boa qualidade) que podem beneficiar a produção agrícola e a saúde das comunidades da região. Essas ações também ajudarão a enfatizar a importância do PESN com um refúgio de biodiversidade, gerando um impacto positivo nas atividades de Turismo e Ciência.

4.4. BENEFÍCIOS PARA OUTRAS ESPÉCIES AMEAÇADAS E COMUNIDADES ECOLÓGICAS

Para a recuperação de *U. buiningii*, este plano adota uma abordagem baseada não somente no nível de população, mas também na qualidade de seus habitats. Essa abordagem irá fornecer benefícios significativos para outras espécies da flora e da fauna, particularmente para aquelas que também são ameaçadas e endêmicas da região. Nosso levantamento inicial indicou um total de 57 espécies de plantas presentes na comunidade vegetal dos cinco habitats de *U. buiningii* (Anexo 3), onde foram registrados cinco espécies relacionadas na lista da flora brasileira ameaçadas de extinção e e outras endêmicas do Brasil e da região de Minas Gerais (Anexo 4).

4.5. CONTRIBUIÇÃO PARA A IMPLEMENTAÇÃO DO PAT ESPINHAÇO MINEIRO

O Plano de Ação Territorial para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção do Território Espinhaço Mineiro - PAT Espinhaço Mineiro foi publicado em dezembro de 2020 (IEF, 2020) e sua elaboração contou com a participação de 73 especialistas. *Uebelmannia buiningii* é uma das espécies beneficiadas pelo PAT. Assim, este plano se relaciona com a ação 3.1 do PAT Espinhaço, a qual tem como um dos produtos o mapeamento e o desenvolvimento de um protocolo de manejo de *Melinis minutiflora* na área de ocorrência de *U. buiningii*. Contribuiremos, portanto, com o mapeamento dessa planta invasora, a qual ocorre nos cinco habitats de *U. buiningii* (veja item 2.4 deste livro) e deve ser removida dessas localidades. A erradicação de *M. minutiflora* é uma das ações previstas na estratégia 3 deste plano.

Este plano dialoga também com a estratégia 2 do PAT Espinhaço Mineiro. A capacitação de técnicos, agentes ambientais e outros envolvidos na recuperação da população de *U. buiningii* está prevista na estratégia oito deste plano, contribuindo para a implementação da ação 2.1. do PAT Espinhaço Mineiro.

4.6. CONTRIBUIÇÃO PARA A ELABORAÇÃO DA LISTA VERDE DE ESPÉCIES DA IUCN

Todos os dados produzidos com nossos estudos contribuirão para a construção da Lista Verde de Espécies da IUCN, pelo CNCFlora, e seguirá a metodologia proposta por Akçakaya et al., 2018, 2020. Assim, a estratégia 9 deste plano contribuirá, portanto, para a avaliação do sucesso de recuperação populacional e conservação de *U. buiningii* em longo prazo.

4.7. EQUIPE PARA TRABALHAR NA RECUPERAÇÃO DE *U. buiningii*

A colaboração é a chave para construir um projeto com maior probabilidade de sucesso. Contar com as instituições públicas, universidades, comunidades, empresas e outras partes interessadas traz vários benefícios, disponibilizando acesso a conhecimentos científico e equipamentos, e auxiliando, por exemplo, na elaboração de protocolos. A parceria com outras instituições e pesquisadores pode facilitar a obtenção de recursos, contribuindo para a redução do risco financeiro deste plano. Para isso, pretende-se reunir todos os parceiros colaboradores do Projeto: Ecologia e Recuperação de *U. buiningii*, além de outros potenciais que deverão juntar-se a essa segunda fase do projeto. Uma lista de potenciais colaboradores regionais, nacionais e estaduais é apresentada na Tabela 8.

4.8. MONITORAMENTO EM LONGO PRAZO

O processo de coleta de sementes, adensamento e reintrodução de propágulos, assim como de coleta de dados demográficos anuais requerem cuidados para não danificar os indivíduos e o habitat de *U. buiningii*. Assim, recomendamos que sejam adotados cuidados para evitar o pisoteio de indivíduos durante as coletas de dados demográficos. Adicionalmente, não se deve cortar as folhas das bromélias (*E. subsecundum*) ou de outra espécie facilitadora. Lembramos que essas plantas têm um papel fundamental na proteção dos indivíduos de *U. buiningii*. Recomenda-se também o uso de luvas para proteger a mão do pesquisador dos acúleos presentes nas margens das folhas de *E. subsecundum*. É necessário também ter cuidados para não introduzir espécies exóticas nos habitats durante as visitas ao local.

O monitoramento irá permitir coletar dados importantes sobre a resposta da espécie a eventos menos frequentes, como secas e mudanças no clima em escala mais ampla (CPC, 2019). Após o adensamento e reintrodução, o monitoramento vai permitir observações dos indicadores da população original e adensada ou reintroduzida, como o recrutamento de indivíduos.

PART IV

Monitoring and Implementation of The Uebelmania buiningii Donald Recovery Plan

4.1. INTRODUCTION

As previously reported, this plan is the result of actions developed for *Uebelmannia buiningii* since 2014 and one of the main products of the *U. buiningii* Ecology and Recovery Project (2019-2021). Therefore, its implementation consists of the second phase of this project, indicating actions that must be developed to save this plant from extinction.

A recovery plan for endangered species of flora and their habitats in conservation units and surroundings is one of the products offered by the National Center for Biodiversity Assessment and Research and Conservation of the Cerrado - CBC/ICMBio (ICMBio, 2021). Thus, the CBC and Serra Negra State Park will strengthen their partnership and together monitor and review this plan over a five-year period with the help of scientists, managers, members of the Itamarandiba community and other interested parties.

The proposal to implement this plan must be based on a horizontal and shared management, encouraging all interested parties to take ownership and participate in the task of saving *U. buiningii* from extinction. In horizontal management, the objective is to eliminate hierarchy in search of a more favorable environment for innovation. In shared management, people or professionals become references in the themes they dominate. Voluntary work will also be encouraged, seeking to develop the empathy and self-responsibility of individuals participating in the proposed actions.

The success of an endangered plant recovery project depends on long-term monitoring of the original population, reintroduced individuals and the recovery site (Fenu et al., 2016). The average time for monitoring reintroductions has been 2-3 years, but knowing whether reintroduction is successful, i.e., whether plants will survive and become viable, can take a decade (Ren et al., 2014).

4.2. DURATION AND COST OF THE RECOVERY PROCESS

The recovery process will take longer than the duration of this plan, which will have a term of five years. This recovery plan should remain in place until such time as the *U. buiningii* population has become stable and the quality of its habitats has increased to a sustainable level, which could take decades (CPC, 2009).

The cost of this plan may be covered by direct and indirect funding sources from the federal and state government, research and conservation support funds, and others. An proposed budget for the five-year period of this plan is included in Annex 2.

4.3. SOCIAL AND ECONOMIC IMPACTS

This recovery plan will have social and economic impacts on the Itamarandiba community. However, the benefits will result from the implementation of the planned actions. Among these benefits are those aimed at attracting funds and professional human resources to the PESN, promoting and fostering cooperative community work and developing interest and skills in the management activities of the *U. buiningii* population and its habitats. This plan will seek to improve the overall environmental quality of the Serra Negra's fragmented landscapes, which will enable the provision of ecosystem services, such as good quality water, that can benefit agricultural production. These actions will also help to emphasize the importance of the PESN as a biodiversity refuge, generating a positive impact on tourism and scientific activities.

4.4. BENEFITS FOR OTHER THREATENED SPECIES AND ECOLOGICAL COMMUNITIES

For the recovery of *U. buiningii*, this plan adopts an approach based not only on the population level, but also on the quality of its habitats. This approach will provide significant benefits to other species of flora and fauna, particularly those that are also threatened and endemic to the region. Our initial survey indicated a total of 57 plant species present in the plant community of the five habitats of *U. buiningii* (Annex 3) where five species that appear on the list of endangered Brazilian flora and other species endemic to Brazil and Minas Gerais region were recorded (General Annex 4).

4.5. CONTRIBUTION TO THE IMPLEMENTATION OF THE ESPINHAÇO MINEIRO PAT

The Territorial Action Plan for the Conservation of Endangered Species in the Espinhaço Mineiro Territory (Espinhaço Mineiro PAT) was published in December 2020 (IEF, 2020), and 73 experts participated in its preparation. *Uebelmannia buiningii* is one of the species benefited by PAT. Thus, this plan is related to Action 3.1 of PAT Espinhaço, which includes the mapping and development of a management protocol for *M. minutiflora* in the area of occurrence of *U. buiningii*. We will therefore contribute to the mapping of this invasive plant, which occurs in the five habitats of *U. buiningii* (see item 2.4 of this book) and must be removed from these locations. The eradication of *M. minutiflora* is one of the actions foreseen in Strategy 3 of this plan.

This plan also complements Strategy 2 of PAT Espinhaço Mineiro. The training of technicians, environmental agents and others involved in the recovery of the population of *U. buiningii* is provided for in Strategy eight of this plan, contributing to the implementation of Action 2.1. of the Espinhaço Mineiro PAT.

4.6. CONTRIBUTION TO THE PREPARATION OF THE IUCN GREEN LIST OF SPECIES

All data produced from our studies will contribute to the construction of the IUCN Green List of Species by CNCFlora and will follow the methodology proposed by Akçakaya et al. (2018, 2020). Thus, Strategy 9 of this plan will contribute to the evaluation of population recovery success and long-term conservation of *U. buiningii*.

4.7. TEAM TO WORK ON U. buiningii RECOVERY

Collaboration is the key to building a project that is more likely to succeed. Relying on public institutions, universities, communities, companies and other interested parties brings several benefits, providing access to scientific knowledge and equipment, as well as helping, for example, in the development of protocols. Partnerships with other institutions and researchers can make it easier to obtain resources, helping to reduce the financial risk of this plan. To accomplish this, our aim is to bring together all collaborators of the Project: Ecology and Recovery of *U. buiningii* in addition to other interested parties willing to join this second phase of the project. A list of potential regional, national and state collaborators is presented in Table 8.

4.8. LONG-TERM MONITORING

The process of collecting seeds, reinforcement and reintroducing propagules, as well as collecting annual demographic data, requires care not to damage *U. buiningii* individuals and habitat. Therefore, we recommend that care be taken to avoid trampling on individuals during the annual collection of demographic data. Additionally, the leaves of bromeliads (*E. subsecundum*) or other facilitating species should not be cut. We remind you that these plants play a fundamental role in protecting *U. buiningii* individuals. The use of gloves is also recommended to protect researchers' hands from the needles present on the margins of *E. subsecundum* leaves. Care must also be taken not to introduce exotic species into habitats during site visits.

Monitoring will allow the collection of important data on the response of species to less frequent events, such as droughts and climate changes on a broader scale (CPC, 2019). After reinforcement and reintroduction, monitoring will make it possible to observe the indicators of the original or reintroduced population, such as recruitment of individuals.

Colaboradores regionais	Regional Collaborators
<p>Conselho consultivo do PESN Grupo de Educação Ambiental Coroa de Ita na Escola* PESN* Rede de Sementes do Alto Jequitinhonha Secretaria de Educação de Itamarandiba* Prefeitura de Itamarandiba* Produtores de plantas dos campos rupestres UFVJM Viveiro do PESN* Escolas estaduais e municipais*.</p>	<p>Advisory Board of the PESN Coroa de Ita Environmental Education Group at School* PESN* Alto Jequitinhonha Seed Network Department of Education of Itamarandiba* Town hall* Plant producers from the rupestrian fields UFVJM</p>
Colaboradores estaduais	State collaborators
<p>Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte-FZBH IEF* PAT Espinhaço*</p>	<p>Belo Horizonte Zoobotânica Foundation IEF* PAT Espinhaço*</p>
Colaboradores nacionais e internacionais	National and international collaborators
<p>CBC/ICMBio* CECAV/ICMBio CEPF/ IEB* CITES CNCFlora Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia* Grupo de Manejo de <i>M. minutiflora</i> IBAMA Instituto Jurumi* IUCN RedCactos* Traffic UFCT/GO* UFSCar/SP* UnB* WWF</p>	<p>CBC/ICMBio* CECAV/ICMBio CEPF/IEB* CITES CNCFlora Embrapa Genetic Resources and Biotechnology* Grupo Manejo de <i>M. minutiflora</i> IBAMA JBRJ Jurumi Institute* IUCN RedCactos* Traffic UFCT/GO* UFSCar/SP* UnB* WWF</p>

Tabela 8. Colaboradores potenciais do Projeto: Plano de Recuperação de *U. buiningii* e seus habitat. Colaboradores que atuaram na fase 1 do Projeto (*).

Table 8. Potential Project Collaborators: Recovery Plan for *U. buiningii* and its habitats. Collaborators who worked in Phase 1 of the Project (*).

ABREVIÇÕES USADAS NESTA PUBLICAÇÃO

AOO - Área de ocupação de um táxon
CBC - Centro Nacional de Avaliação da Biodiversidade, Pesquisa e Conservação do Cerrado.
CEMG - Cadeia do Espinhaço de Minas Gerais
CEPF - Critical Ecosystem Partnership Fund
CITES - Convenção sobre o Comércio Internacional de Fauna e Flora Selvagens ameaçadas de extinção
CNCFlora - Centro Nacional de Conservação da Flora
EOO - Extensão de ocorrência de um táxon
ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IEB - Instituto Internacional de Educação do Brasil
IEF - Instituto Estadual de Florestas
IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas
INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
IUCN - International Union for Conservation of Nature
ONG - Organização não governamental
MMA - Ministério do Meio Ambiente
PAN - Plano de Ação Nacional
PAT - Plano de Ação Territorial
PESN - Parque Estadual de Serra Negra
RedCactos - Rede Nacional de Pesquisa e Conservação das Cactáceas
RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural
UFCAT - Universidade Federal de Catalão
UFRBA - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
UFSCar - Universidade Federal de São Carlos
UFVJM - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
WWF - World Wide Fund for Nature

ABBREVIATIONS USED IN THIS PUBLICATION

AOO - Area of occupation of a taxon
CBC - National Center for Biodiversity Assessment, Research and Conservation of the Cerrado
CEMG - Espinhaço Chain of Minas Gerais
CEPF - Critical Ecosystem Partnership Fund
CITES - Convention on International Trade in Endangered Wild Fauna and Flora
CNCFlora - National Center for the Conservation of Flora
EOO - Extension of occurrence of a taxon
ICMBio - Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation
IEB - International Institute of Education of Brazil
IEF - State Forestry Institute
IGAM - Mineiro Institute of Water Management
INMET - National Institute of Meteorology
IUCN - International Union for Conservation of Nature
NGO - Non-governmental organization
MMA - Ministry of the Environment
PAN - National Action Plan
PAT - Territorial Action Plan
PESN - Serra Negra State Park
RedCactos - National Network for Research and Conservation of Cactaceae
RPPN - Private Natural Heritage Reserve
UFCAT - Federal University of Catalão
UFRBA - Federal University of Recôncavo da Bahia
UFSCar - Federal University of São Carlos
UFVJM - Federal University of Jequitinhonha and Vale do Mucuri
WWF - World Wide Fund for Nature

GLOSSÁRIO

Adensamento - Consiste em adicionar indivíduos de uma espécie a uma população existente com o objetivo de aumentar a viabilidade populacional e o tamanho da população, diversidade genética e / ou representação de grupos demográficos específicos ou estágios. Isso pode fazer parte do processo de restauração ou reconstrução de um local onde a espécie ocorre, mas requer manipulação da população para garantir a manutenção de uma população viável. Também conhecido como adensamento, repovoamento, enriquecimento e suplementação (IUCN, 2013a).

Área de ocupação - (AOO) - A área de ocupação é definida como a área ou a soma das áreas ocupadas por um táxon no interior da sua extensão de ocorrência (IUCN, 2013b).

Aréola - São estruturas parecidas com pequenas almofadas felpudas, consistindo em ramos extremamente encurtados encontrados em várias partes das plantas, dando origem aos espinhos, tricomas, cerdas, e no caso de apresentarem meristemas ativos no seu interior, podem originar novos ramos e botões florais (Taylor & Zappi, 2004).

Bráctea - São apêndices diminutos encontrados no pericarpo e no tubo floral abaixo dos segmentos do perianto e muitas vezes intergradando-se com os mesmos (Taylor & Zappi, 2004).

Conservação *ex situ* - É a conservação de componentes da diversidade biológica fora de seus habitats naturais.

Extensão de ocorrência - EOO - É definida como a área contida dentro do menor limite contínuo que possa ser traçado para englobar todos os pontos conhecidos, inferidos ou projetados da presença atual de um táxon, excluindo os casos de errantes e visitantes. A EOO é medida por um mínimo polígono convexo - MPC (o menor polígono no qual nenhum ângulo interno seja maior que 180° e que contenha todos os pontos de ocorrência) (IUCN, 2013b).

Extinção - É o desaparecimento de uma espécie. A extinção pode ocorrer localmente (no nível de uma mancha de habitat), regionalmente (no nível da paisagem) ou em escalas espaciais maiores (no país, continente ou nível global).

Facilitação - É uma interação ecológica positiva, na qual uma espécie causa benefícios para outra (Callaway, 2009). Em comunidades vegetais, a facilitação ocorre quando uma planta altera as condições do meio, tornando-o mais favorável para outros indivíduos (Maarel, 2005).

Heterozigiosidade - É o grau em que um indivíduo ou população tem diferentes genes no mesmo locus.

Lambda (λ) - Taxa de crescimento populacional anual $=N_{t+1}/N_t$, onde N é o tamanho da população.

Locus - Posição de um gene num cromossomo ou numa molécula de DNA.

Manejo adaptativo - É um processo de tomada de decisão flexível no qual os resultados de experimentos, ações de manejo e eventos naturais são cuidadosamente monitorados e usados para melhorar a compreensão científica e ajustar políticas ou métodos de manejo de recursos naturais.

Monofilia - Táxon que contém um ancestral comum a todos os seus descendentes.

Pericarpelo - Estrutura composta pela parte inferior do ramo especializado ou receptáculo no interior do qual o ovário invertido da flor de Cactaceae encontra-se imerso (Taylor & Zappi, 2004).

Pontuação Verde (G) - Valor numérico de 0-100%, que diz o quanto uma espécie está recuperada. Uma espécie que está Extinta na Natureza (ausente em todas as unidades espaciais) teria uma Pontuação Verde de 0%, e uma espécie que não está ameaçada de extinção e totalmente funcional em todas as unidades espaciais teria uma Pontuação Verde de 100% (Akçakaya et al., 2018).

Recuperação de populações - Processo de restauração de plantas ameaçadas que garante a sua viabilidade populacional e funcionalidade ecológica em toda a sua área de ocorrência natural e projetada (Akçakaya et al., 2018).

Reintrodução - Movimento intencional e liberação de um organismo dentro de sua área de distribuição original, no local onde ele desapareceu. A reintrodução visa restabelecer uma população viável das espécies dentro de sua faixa natural (IUCN, 2013).

Relaxation time - Intervalo de tempo até a extinção, intervalo de extinção, tempo até a extinção. É o tempo que uma comunidade vegetal ou população de espécies leva para atingir um novo equilíbrio após uma perturbação ambiental. A dívida de extinção é gradualmente paga durante o período de relaxamento à medida que as extinções esperadas são realizadas.

Taxa de crescimento populacional - Mudanças no tamanho da população no tempo. Uma taxa de crescimento populacional positiva indica que uma determinada população está crescendo ($\lambda > 1$), enquanto que uma taxa de crescimento negativa indica um declínio da população ($\lambda < 1$) (Crawell, 2001). Numa população estável, lambda é igual a 1 ($\lambda = 1$).

Translocação - É a transferência deliberada de material vegetal de uma área para outra. O material vegetal pode incluir sementes, estacas, mudas propagadas ou plantas inteiras (IUCN, 2013a).

Tricomas - São estruturas epidérmicas encontradas em algumas plantas e estão relacionadas, dentre outras funções, com a defesa das plantas.

GLOSSARY

Adaptive management - It is a flexible decision-making process in which the results of experiments, management actions and natural events are carefully monitored and used to improve scientific understanding and adjust policies or methods of natural resource management

Area of occupation – (AOO) - The area or the sum of the areas occupied by a taxon within its range of occurrence (IUCN, 2013b).

Areola - These are structures similar to small fuzzy pillows, consisting of extremely shortened branches found in various parts of the plants, giving rise to thorns, trichomes, bristles, and if they have active meristems inside, they can give rise to new branches and flower buds (Taylor & Zappi, 2004)

Bracts - These are tiny appendages found in the pericarp and floral tube below the perianth segments and often intergrading with them (Taylor & Zappi, 2004).

Ex situ conservation – It is the conservation of components of biological diversity outside their natural habitats.

Extent of occurrence - EOO - The area contained within the smallest continuous boundary that can be drawn to encompass all known, inferred or projected points of the current presence of a taxon, excluding the cases of wanderers and visitors. The EOO is measured by a minimum convex polygon - MPC (the smallest polygon in which no internal angle is greater than 180° and which contains all occurrence points) (IUCN, 2013b).

Extinction - It is the disappearance of a species. Extinction can occur locally (at the level of a habitat patch), regionally (at the landscape level) or at larger spatial scales (at the country, continent or global level).

Facilitation - A positive ecological interaction, in which one species benefits another (Callaway, 2009). In plant communities, facilitation occurs when a plant changes the conditions of the environment, making it more favorable for other individuals (Maarel, 2005).

Green Score (G) - Numeric value from 0-100%, that says how much a species is recovery. A species that is Extinct in the Wild (absent in all spatial units) would have a Green Score of 0%, and a species that is not threatened with extinction and fully functional in all spatial units would have a Green Score of 100%. (Akçakaya et al., 2018).

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Heterozygosity - The degree to which an individual or population has different genes at the same locus.

Lambda (λ) - The annual population growth rate or $=N_{t+1}/N_t$, where N is the population size.

Locus - It is the position of a gene on a chromosome or on a DNA molecule.

Monophilia - Taxon that contains an ancestor common to all its descendants..

Pericarpelo - The structure composed of the lower part of the specialized branch or receptacle in which the inverted ovary of the Cactaceae flower is immersed (Taylor & Zappi, 2004).

Population recovery - Process of restoration of threatened plants that ensure their population viability and ecological functionality throughout their natural and projected area (Akçakaya, R. H et al., 2018).

Reinforcement - Consists of adding individuals of a species to an existing population in order to increase population viability by increasing population size, genetic diversity and/or representation of specific demographic groups or stages. This can be part of the process of restoring or rebuilding a site where the species occurs, but it requires population manipulation to ensure maintenance of a viable population. Also known as densification, repopulation, enrichment and supplementation (IUCN, 2013).

Reintroduction - It is the intentional movement and release of an organism within its original range from which it disappeared. Reintroduction aims to re-establish a viable population of the focus species within their natural range (IUCN, 2013).

Relaxation time - Also known as time-to-extinction interval, extinction interval, time to extinction. It is the time it takes for a plant community or population of species to reach a new balance after an environmental disturbance. The extinction debt is gradually paid off during the relaxation period as expected extinctions are carried out.

Population growth rate - Changes in population size over time. A positive population growth rate indicates that a given population is growing ($\lambda > 1$), while a negative growth rate indicates a population decline ($\lambda < 1$) (Crawell, 2001).

Translocation - It is the deliberate transfer of plant material from one area to another. Plant material can include seeds, cuttings, propagated seedlings or whole plants.

Trichomes - These are epidermal structures found in some plants and are related, among other functions, to plant defense).

Aavik, T., Thetloff, T., Trger, S., Hernandez-Agramonte, I. M., Reinula, I. & P.rtel, M. 2019. Delayed and immediate effects of habitat loss on the genetic diversity of the grassland plant *Trifolium montanum*. *Biodiversity Conservation*, 28:3299-331. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01822-8>.

Abrahão, A., Lambers, H., Sawaya, A.C.H.F., Mazzafera, P. & Oliveira, R. S.2014. Convergence of a specialized root trait in plants from nutrient-impooverished soils: phosphorus-acquisition strategy in a nonmycorrhizal cactus. *Oecologia* 176:345-355.<https://doi.org/10.1007/s00442-014-3033-4>.

Abrahão, A., De Britto Costa, P., Grazielle, S. T., Lambers, H., Naascimento, D.L., Adrians, S.L.A., Megan, H. R & Rafael, S. O. 2020. Vellozioid roots allow for habitat specialization among rock- and soil-dwelling Velloziaceae in campos rupestres. *Functional Ecology*. 34, p. 442-457. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13479>.

Akçakaya, R. H., Bennett, E. L., Brooks, T. M., Grace, M. K., Heath, A., Hedges, S., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Keith, D. A., Long, B., Mallon, D.P., Meijaard, E., Milner-Gulland, E.J., Rodrigues, A.S.L., Rodriguez, J. P., Stephenson, P.J., Stuart, S.N & Young, R.P. 2018. Quantifying species recovery and conservation success to develop an IUCN Green List of Species. <https://doi.org/10.1111/cobi.13112>.

Akçakaya, R.H., Rodrigues, A.S.L., Keith, D. A, Milner-Gulland, E.J., Sanderson, E.W., Hedges, S., Mallon, D.P., Grace, M.K., Long, B., Meijaard, E. & Stephenson, P.J. 2020. Assessing ecological function in the context of species recovery.*Conservation Biology*, 34(3):561-571.DOI: 10.1111/cobi.13425.

Barthlott, W. & Hunt, D.R. 1993. Cactaceae. In K. Kubitzki [ed.], *The families and genera of vascular plants*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

Bitencourt, C., Rapini, A., Damascena, L.S & De Marco Junior, P. 2016. The worrying future of the endemic Flora of a tropical mountain range under climate change. *Flora Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 218:1-10.<https://doi.org/10.1016/j.flora.2015.11.001>

Borcard, D., Gillet, F & Legendre, P. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York.

Borges, M.G., Leite, M.E. & Leite, M.R. 2018. Espaço Aberto, PPGG - UFRJ, Rio de Janeiro, 8(1): 53-70.

Brower, J.E., Zar, J.H. & Ende, C.von. 1990. *Field and laboratory methods for general ecology*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque.

- Bustamante, M.M.C., de Brito, D.Q., Kozovits, A.R., Luedemann, G., T.R.B., D.M., Pinto, A.S., Munhoz, C.B.R. & Takahashi, F.S.C. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology*, 213:795–808. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-012-0042-4>.
- Callaway, R. M. 2009. Facilitation and the Organization of Plants Communities, pp.282-288. In: *The Princeton Guide to Ecology* (Simon A. Levin ed). Princeton University Press, Princeton.
- Campbell, D. & Bernatchez, L. 2004. Generic scan using AFLP markers as a means to assess the role of directional selection in the divergence of sympatric whitefish ecotypes. *Molecular Biology and Evolution*, 21:945–956.
- Cares, R.A., Munöz, P.A., Medel, R & Botto-Mahan, C. 2013. Factors affecting cactus recruitment in semiarid Chile: A role for nurse effects? *Flora*, 208:330-335.
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sunderland, Massachusetts, Sinauer Associates.
- Center for Plant Conservation - CPC. 2019. *CPC Best Plant Conservation Practices to Support Species Survival in the Wild*. Center for Plant Conservation, Escondido, CA.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K. & Ellison, A.M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monography*, 84: 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Chaves, D. A., Ribeiro-Silva, S., Rivera, V. L., Bringel, J. J. B. A., Nakajima, J. N., Medeiros, M. B. & Proença, C. B. 2019a. Diamonds and Daisies: Floristics and conservation of Asteraceae in one of Brazil's major centers of endemism. *Tropical Conservation Science*, v. 12, p. 1-18. <https://doi.org/10.1177/1940082919884292>.
- Chaves, D. A., Ribeiro-Silva, S., Proença, C.E. B., Oliveira W.L, Bringel Jr. J.B.A & Medeiros, M. B. 2019b. Geographic space, relief, and soils predict plant community patterns of Asteraceae in rupestrian grasslands, Brazil. *Biotropica*, 51: 155-164. <https://doi.org/10.1111/btp.12636>.
- Conceição, A. A & Giulietti, A. M. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Hoehnea*, 29 (1): 37- 48.
- Conceição, A.A & Pirani, J. R. 2007. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. *Rodriguesia*, 58 (1):193-206. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200758114>.
- Conceição, A.A., Rapini, A., Carmo, F. F., Brito, J. C., Silva, G. A., Neves, S. P. S. & Jacobi, C. M. 2016. Rupestrian grassland vegetation, diversity, and origin. In: G.W. Fernandes (Ed.), *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Springer International, Switzerland, pp. 105-123. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_6.
- Convenção sobre o Comércio Internacional de Fauna e Flora Selvagens ameaçadas de extinção - CITES, 1992. https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/08/prop/E08-Prop-89_Uebelmannia.pdf
- Crawley, M. J. 1997. *Plant Ecology*. 2a. ed. Blackwell Science, Oxford.
- Cuénoud, P., V. Savolainen, L. W. Chatrou, M. Powell, R. J. Grayer, & W. Chase. 2002. Molecular phylogenetics of Caryophyllales based on nuclear 18S rDNA and plastid rbcL, atpB and matK DNA sequences. *American Journal of Botany*, 89: 132 - 144.
- Damasceno, G. & Fidelis, A. 2020. Abundance of invasive grasses is dependent on fire regime and climatic conditions in tropical savannas. *Journal of Environmental Management*, 271: 111016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111016>.
- D'Antonio, C.M., Hughes, R.F & Vitousek, P.M. 2001. Factors influencing dynamics of two Invasive C4 grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecology*, 82:89-104. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0089:FIDOTI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0089:FIDOTI]2.0.CO;2).
- D'Antonio, C.M., Hughes, R.F. & Tunison, J.T. 2011. Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Application*., 21:1617–1628. <http://dx.doi.org/10.1890/10-0638.1>.
- Diamond, J. M. 1972. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of Southwest Pacific Islands. *Proceedings of National Academy of Sciences of United of America*, 69:3199 - 3203.
- Drezner, T. D. 2006. Plant facilitation in extreme environments: the non- random distribution of saguaro cacti (*Carnegiea gigantea*) under their nurse associates and the relationship to nurse architecture. *Journal of Arid Environments*, 65: 46–61. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.06.027>.
- Echternacht, L., Trovó, M., Oliveira, C.T. & Pirani, J. R. 2011. Areas of endemism in the Espinhaço range in Minas Gerais, Brazil. *Flora*. 206 (9): 782 -791. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.04.003>.
- Embrapa, 2011. *O novo mapa de solos do Brasil legenda atualizada escala 1:5.000.000*, Rio de Janeiro, Embrapa Solos.
- Fenu, G., Cogoni, D. & Bacchetta, G. 2016. The role of fencing in the success of threatened plant species translocation. *Plant Ecology*, 217:207–217. [10.1007/s11258-015-0517-1](https://doi.org/10.1007/s11258-015-0517-1).
- Fernandes, G. W., Santos, R., Barbosa, N.P.U., Almeida, L. H.A., Carvalho, V. & Angrisano, P. 2015. Ocorrência de plantas não nativas e exóticas em áreas restauradas de campos rupestres.
- Fernandes G.W. 2016. The Megadiverse Rupestrian Grassland. In: Fernandes G. (eds) *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_1

- Fernandes, G.W., Barbosa, G.N.P.U.I., Alberton, B., Barbieri, A., Dirzo, R., Goulart, F., T. J. Guerra, T.J., Morellato, L.P. C. & Solar, R.R.C. 2018. The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. *Biodiversity Conservation*, 27: 2587–2603. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-018-1556-4>.
- Flora do Brasil, 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil>. Acesso em: 11 Set. 2019.
- Germano, D.J., Rathbun, G.B. & Saslaw, L.R. 2001. Managing Exotic Grasses and Conserving Declining Species. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 29: 551-559.
- Gibson, A.C. & Nobel, P.S. 1986. *The cactus primer*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Giulietti, A.M., Pirani, J.R. & Harley, R.M. 1997. Espinhaço Range region, eastern Brazil. In: Davis SD, Heywood VH, Herrera-Macbryde O, Villa-Lobos J, Hamilton AC (eds) *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. IUCN Publication Unit, Cambridge, pp 397-404.
- Global Strategy For Plant Conservation - GSPC 2011-2020. <https://www.cbd.int/doc/press/2020/pr-2020-09-23-gspc-en.pdf>
- Godinez-Alvarez H, Valiente-Banuet A. 1998. Germination and early seedling growth of Tehuacan Valley cacti species: the role of soils and seed ingestion by dispersers on seedling growth. *Journal of Arid Environments*, 39: 21–31.
- Godinez-Álvarez, H., Valverde, T. & Ortega-Baes, P. 2003. Demographic Trends in the Cactaceae. *The Botanical Review*, 69 (2): 173-203.
- Goettsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J. P. et al., 2015. High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*, 1: 15142. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.142>.
- Gonzalez-Varo, J.P., Albaladejo, R. G., Aizen, M.A., Arroyo, J. & Aparicio, A. 2015. Extinction debt of a common shrub in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology*, 52 (3): 580 - 589. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12424>.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2011. Estimating Species Richness. In: *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*, Oxford University Press, United Kingdom, 39-54.
- Gunderson, L.H. 2000. Ecological Resilience - In Theory and Application. *Annual Review Ecology Systematic*, 31:425–39.
- Hamrick, J. L., Godt, M. J., Murawski, D. A. & Loveless, M. D. 1991. Correlations between species traits and allozyme diversity: implications for conservation biology. In: Flank, D. A. and Holsinger, K. E. (eds), *Strategies for the ex situ Preservation of Genetic Diversity in Rare and Endangered Plant Species*, (in press).
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R. et al., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st Century Forest Cover Change. *Science*, 342:850-853. [10.1126/science.1244693](https://doi.org/10.1126/science.1244693).
- Hernández, T., Hernández, H.M., De-Nova, J.Á., Puente, R., Eguiarte, L.E. & Magallón, S. 2011. Phylogenetic relationships and evolution of growth form in Cactaceae (Caryophyllales, Eudicotyledoneae). *American Journal of Botany*, 98: 44–61. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000129>.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants, p. 159-177. In: Oliveira, P.S.; Marquis, R.J. (eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press. 398p.
- Houde, A.L.S., Garner, S.R., Bryan, D. & Neft, B.D. 2015. Restoring species through reintroductions: strategies for source population selection. *Restoration Ecology*, 23 (6): 746–753. <https://doi.org/10.1111/rec.12280>.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7: 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- Hunt, D., Taylor, N.P. & Charles, G. 2006. *The new cactus lexicon*. dh Books, Milborne Port, UK.
- Instituto Brasileiro Geografia e Estatística - BGE, 2012. *Manual técnico da vegetação brasileira*, Rio de Janeiro.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. *Catálogo de Produtos e Serviços/COMAN/CGCAP/DIMAN*. <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoieYmFkMDAwND-ItYjIjOZCOONTY1LWJkNTAtMzljNTY1ZTBkMWZjIiwidCI6ImMxNGUyYjU2LWw1YmMtNDNiZC1hZDIjLTQwOGNmNmNmMzU2MzU2MCJ9>.
- Instituto Estadual de Florestas - IEF, 2020. Portaria IEF Nº 141, de 28 de dezembro de 2020.
- Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM, 2013. s. http://www.igam.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=113&Itemid=173.
- Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, 2019. Acessado em: 15 de dezembro de 2019.
- IPCC, 2018. *Climate Change 2018. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Eds.)]*. IPCC, Geneva, 151 pp.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2013a. *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2013b. *IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2013. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 10. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee.*
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2020. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020.2*. Available at [<http://www.iucnredlist.org>]. Accessed August 20, 2020.
- Keeley, J.E. & Brennan, T.J. 2012. Fire-driven alien invasion in a fire-adapted ecosystem. *Oecologia* 169, 1043–1052. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2253-8>.
- Kolbek, J. & Alves, R. 2008. Impacts of cattle, fire and wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 22 (11): 111- 130.

- Kroon, H. D. & Anton, P. 1986. Elasticity: The Relative Contribution of Demographic Parameters to Population Growth Rate. *Ecology*, 67 (5): 1427- 1431.
- Kuussari, M., Bommarco, E., Heikkinen, E. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Ockinger, E., Partel, M., Pino, J., Roda, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: A challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 10, 564-57. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>.
- Landero, J. P. C & Valiente-Banuet, A. 2010. Species - specificity of nurse plants for the establishment, survivorship, and growth of growth of a columnar cactus. *American Journal of Botany*, 97(8): 1289-1295. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000088>.
- Lannes, L.S., Karrer, S., Teodoro, D.A.A, Bustamante, M.M.C., Edwards, P. J & Venterink, H.O. 2020. Species richness both impedes and promotes alien plant invasions in the Brazilian Cerrado. *Scientific Reports*, 10:11365. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68412-5>.
- Lefkovich, L.P. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics*, 21: 1-18. <https://doi.org/10.2307/2528348>.
- Legendre, P. & Legendre, L. 2012 *Numerical ecology*. Elsevier.
- Levine, J. M & D'Antonio, C.M. 1999. Elton revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility, *Oikos* 87: 15-26. <https://doi.org/10.2307/3546992>.
- Lugon - Moulin, N., A. Wyttchenbach, H. Bru'nnner, J. Goudet, & J. Hausser.,J. 1999, Study of gene flow through a hybrid zone in the common shrew (*Sorex araneus*) using microsatellites. *Hereditas*, 125: 159-168.
- Maarel, E. V. D. 2005. *Vegetation Ecology*. Blackwell publishing. Oxford.
- Machado, M., Braun P. & Taylor, N. P. 2013. *Uebelmannia buiningii*. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T40949A2946413. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T40949A2946413.en>.
- Malcolm, J.C., Liu, C.R., Neilson, R.P., Hansen, L. & Hannah, I. 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 20: 538-548. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00364.x>.
- Mandle, L., Ticktin, T. & Zuidema, P.A. 2015. Resilience of palm populations to disturbance is determined by interactive effects of fire, herbivory and harvest. *Journal of Ecology*, 103(4): 1032-104. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12420>.
- Manly, B.F. 2007 *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology*. Chapman & Hall, USA.
- Martinelli, G. & Moraes, M.A. (Orgs), 2013. *Livro vermelho da flora do Brasil*. Andrea Jakobsson: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Martins, C. R., Leite, L.L & Haridasan, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore*, 28 (5): 739-747. 10.1590/S0100-67622004000500014.
- Maunder, M., Havens, K., Guerrant Jr., E.O. & Falk, D.A. 2004. *Ex situ* methods: a vital but under-used set of conservation resources. In: Guerrant Jr., E.; Havens, K. & Maunder, M. (Eds.). *Ex situ Plant Conservation: supporting species survival in the wild*. London: Island Press. Pp. 3-20.
- Medeiros, M.B. & Fiedler, N. 2011. Heterogeneidade de ecossistemas, modelos de desequilíbrio e distúrbios. *Biodiversidade Brasileira*, 2: 4-11.
- Medina, B.M.O & Fernandes, G.W. 2007. The potential of natural regeneration of rocky outcrop vegetation on rupestrian field soils in "Serra do Cipó", Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 30 (4): 665-678.
- Ministério do Meio Ambiente- MMA, 2014. Portaria n. 443, dezembro de 2014.
- Miranda, H.S., Bustamante, M.C.M. & Miranda, A.C. 2002. The Fire Factor, p. 51-68. In: Oliveira, P.S.; Marquis, R.J. (eds.). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press. 398p.
- Monteiro, L., Machado, N., Martins, E., Pougy, N., Verdi, M., Martinelli, G. & Loyola, R. 2018. Conservation priorities for the threatened flora of mountaintop grasslands in Brazil. *Flora*, 238: 234-243. 10.1016/j.flora.2017.03.007
- Munguia-Rosas, M.A & Sosa, V. J. 2008. Nurse Plants vs. Nurse Objects: Effects of Woody Plants and Rocky Cavities on the Recruitment of the *Pilosocereus leucocephalus* Columnar Cactus. *Annals of Botany*, 101: 175-185. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm302>.
- Negreiros, D., Le Stradic, S., Fernandes, G.W & Rennó, H.C. 2014. CSR analysis of plant functional types in highly diverse tropical grasslands of harsh environments. *Plant Ecology*, 215:379-388. <https://www.jstor.org/stable/24553710>.
- Nyffeler, R. 2002. Phylogenetic relationships in the cactus family (Cactaceae) based on evidence from trnK/matK and trnL-trnF sequences. *American Journal of Botany*, 89: 312 - 326. <https://doi.org/10.3732/ajb.89.2.312>.
- Nyffeler, R. 2007. The closest relatives of cacti: Insights from phylogenetic analyses of chloroplast and mitochondrial sequences with special emphasis on relationships in the trib Anacampseroteae. *American Journal of Botany*, 94: 89-101. <https://doi.org/10.3732/ajb.94.1.89>.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solyomos, P., Stevens, M.H.H & Wagner, H. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-8. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pivello, V. R., Shida, C.N. et al. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 8 (9): 1281-1294.

- Portner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., et al., 2021. IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change; IPBES and IPCC. 10.5281/zenodo.4659158.
- Ramos-Neto, M.B. & Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna National Park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, 26 (6): 675-684. <https://doi.org/10.1007/s002670010124>.
- R Development Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. ver. 3.6.1. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.
- Ren, H., Jin, S. G., Liu, H.X., Zhang, Q.M. & Lu, H.F. 2014. Advances in the reintroduction of rare and endangered wild plant species. *Sci.China life Sci.* 57: 603-609.
- Reza, M. I. H. & Abdullah, S. A. 2011. Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators*, 11(2): 220-229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.08.010>.
- Ribeiro, P. C. C., Menendez, E., da Silva, D.L., Bonieck, D., Ramírez-Bahena, M. H., Resende-Stoianoff, M.A., Peix, A., Velázquez, E., Mateos, P. F. & Maria Rita Scotti, M.R. 2017. Invasion of the Brazilian campo rupestre by the exotic grass *Melinis minutiflora* is driven by the high soil N availability and changes in the N cycle. *Science of the Total Environment*, 577: 202-211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.162>.
- Ribeiro-Silva, S., Zappi, D., Taylor, N. & Machado, M. 2011. Plano de Ação para Conservação das Cactáceas. Série Espécies Ameaçadas nº 24. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, pp. 1-35.
- Ribeiro -Silva, S & Manête, H.R. 2021. Conservation Status of *Uebelmannia Buining* (Cactaceae) in a Brazilian Global Biodiversity Hotspot. In: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821139-7.00155-0> Elsevier.
- Rossi, F. D., Martins, C.R., Viana, P.L., Rodrigues, E.L. & Figueira, J.E.C. 2014. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 28(4): 631-637. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3390>.
- Sambuichi, R. H. R. 1991. Efeitos de longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um cerrado em Brasília, DF. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília.
- Sampaio, M. B. & Scariot, A. 2010. Effects of stochastic herbivory events on population maintenance of an understorey palm species (*Geonoma schottiana*) in riparian tropical forest. *Journal of Tropical Ecology*, 26 (02): 151-161. [10.1017/S0266467409990599](https://doi.org/10.1017/S0266467409990599).
- Schaefer, C.E.G.R., Corrêa, G.R., Candido, H.G., Arruda, D.M., Nunes, J.A., Araujo, R.W., Rodrigues, P.M.S., Fernandes-Filho, E.I., Pereira, A.F.S., Brandão, P.C. & Neri, A.V. 2016. The physical environment of rupestrian grasslands (campos rupestres) in Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays In: Fernandes G.W. (Ed.) *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Springer International Publishing, Switzerland. P: 15-53. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_2.
- Schulz, R. & Machado, M.C. 2000. *Uebelmannia and their Environment*. Teesdale, Schulz Publishing, 160p.
- Scott, D. W. 2009. Sturges' rule. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 1(3): 303-306. <https://doi.org/10.1002/wics.35>.
- Secretaria de Meio Ambiente - SMA. Resolução Nº 21, de 21 de novembro de 2001. https://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/2001_Res_SMA_21.pdf
- Sheil, D. & May, R. M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*, 84: 91-100.
- Silva, G. A. R., Khan, G., Ribeiro-Silva, S., Aona, L. Y.S., Machado, M.C., Bonatelli, I.A.S. & Moraes, E. M. 2020. Extreme genetic structure in a relict cactus genus from campo rupestre landscapes: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01934-6>.
- Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Barbosa, N. P. U., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D.W., Conceição, A. A., Cornelissen, T. G., Echternacht, L., Fernandes, G.W., Garcia, Q.S., Guerra, T.G., Jacobi, C.M., Lemos-Filho, J. P., Le Stradic, S., Morellato, L.P., Neves, F.S., Oliveira, R.S., Schaefer, C.E., Viana, P. L. & Lambers, H. 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil*, 403: 129-152. [10.1007/s11104-015-2637-8](https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8).
- Silveira, F.A.O., Alberto, L.S., Zanetti, T.M., Pádua, J.G., Andrade, A.C.S. de & Costa, M.L.N.da. 2018. Ex situ conservation of threatened plants in Brazil: a strategic plan to achieve Target 8 of the Global Strategy for Plant Conservation. *Rodriguésia*, 69 (04):1547-1555. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869405>.
- Simberloff, D. 2013. *Invasive Species. What Everyone Needs to Know*. Oxford University Press. 329p.
- Sistema Nacional de Unidade de Conservação - SNUC. 2000. Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000.
- Solbrig, O. 1980. Demography and Natural Selection. In: *Demography and Evolution in Plant Populations* (Ed. Otto T. Solbrig). 1: 1-20.
- Sunderlan, T. C. H. & Drasnfield, J. 2002. Species profiles rattans (Palmae: Calamoideae). In: FAO-INBAR- SIDA (eds), *Rattan: Current Research Issues and Prospects for Conservation and Sustainable Development*, Non-Wood Forest Product Bulletin No 14.
- Taylor, N.P. & Zappi, D.C. 2004. *Cacti of eastern Brazil*. Royal Botanic Gardens, Kew, Richmond, United Kingdom.

- Teixeira, W. D. 2014. Distribuição espacial e biologia floral e reprodutiva de *Uebelmannia Buiningii* Donald (cactoideae, cactaceae): espécie endêmica dos campos rupestres, minas gerais - brasil. Cruz das almas, bahia.97P.
- Teixeira, V.D., Verola, C.F., Costa, I.R., Zappi, D.C., Costa, G.M., Silva, S.R., Costa, M.A.P.C. & Aona, L.Y.S., 2018. Investigating the floral and reproductive biology of the endangered microendemic cactus *Uebelmannia buiningii* Donald (Minas Gerais, Brazil). *Folia Geobotanica*. v. : 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12224-018-9315-6>.
- Thomas, P.A. 1991. Response of Succulents to Fire: A Review. *International Wildland Fire*, 11-22.
- Thomas, P.A. & Goodson, P. 1992. Conservation of succulents in desert grasslands managed by fire. *Biological Conservation*, 60: 91-100.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L & Nowak, M.A. 1994. Habitat destructuon and the Extinction Debt . *Nature* 371, 65-66.
- Vellend, M., Verheeyen, K., Jacquemyn, H., et al. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology*, 87: 542-548. <https://doi.org/10.1890/05-1182>.
- Valiente-Banuet, A. & Ezcurra, E. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacan Valley, Mexico. *Journal of Ecology*, 79: 961 – 971. <https://doi.org/10.2307/226109>.
- Zappi, D. & Taylor, N.P. 2020. Cactaceae In *Flora do Brasil 2020*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB1647>>. Acesso em: 03 jun. 2021.
- Zuidema, P. A. & Boot, R. G.A. 2002. Demography of the Brazil Nut Tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: Impact of Seed Extraction on Recruitment and Population Dynamics, Cambridge University Press. 18: 1-31.
- Zuidema, P. A., Kroon, H. & Werger, M.J.A. 2007. Testing Sustainability by Prospective and Retrospective Demographic Analyses: Evaluation for Palm Leaf Harvest. *Ecological Applications*, 17(1):118-128. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2007\)017\[0118:TSBPAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2007)017[0118:TSBPAR]2.0.CO;2).

OUTRAS INFORMAÇÕES SOBRE O PROJETO

Congresso Nacional de Botânica, 2021.Simpósio: Integração de Ações para recuperação de Plantas ameaçadas e de seus habitats. https://www.youtube.com/watch?v=_AmFqKZRucw

CEPF, 2020. Cacto raro e ameaçado de extinção é foco de projeto de conservação no Vale do Jequitinhonha, Itamarandiba, Minas Gerais. <http://cepfcerrado.iieb.org.br/cacto-raro-e-ameacado-de-extincao-e-foco-de-projeto-de-conservacao-no-vale-do-jequitinhonha-itamarandiba-minas-gerais/>

OTHER INFORMATION ABOUT THE PROJECT

National Congress of Botany, 2021.Symposium: Integration of Actions for the Recovery of Threatened Plants and their Habitats. https://www.youtube.com/watch?v=_AmFqKZRucw

CEPF, 2020. Rare and endangered cactus is the focus of a conservation project in Vale do Jequitinhonha, Itamarandiba, Minas Gerais. <http://cepfcerrado.iieb.org.br/cacto-raro-e-ameacado-de-extincao-e-foco-de-projeto-de-conservacao-no-vale-do-jequitinhonha-itamarandiba-minas-gerais/>

CRÉDITOS DAS IMAGENS | PHOTO CREDITS

Lívia Echternacht Andrade: Anexo | Annex 4. Fig. b

Sebastião Ferreira: Figura | Figure 42 (a-b)

Suelma R.Silva: Anexo | Annex 4. Fig. e

Washington Oliveira: Figuras | Figures 40c; 42. c-d), e), f) e g). Anexo | Annex 4: Fig. a, c, d, f, g

RedCactos: Figura | Figure 40a, b, d

SOBRE A AUTORA E AUTORES

ABOUT THE AUTHOR AND AUTHORS



SUELMA RIBEIRO SILVA

Doutora em Ecologia pela Universidade de Brasília. Pós - doutorado pela University of North Carolina, United States (2011-2012). e Royal Botanic Gardens, Kew na Inglaterra (2013). Mestrado em Botânica (1996). Coordenou dois Planos de Ação para conservação da Flora: PAN Cactáceas (2011-2015) e PAN Eriocaulaceae (2012- 2015). Em 2020 se tornou membro do Advisor Panel da Species Survival Commission- SSC da IUCN-. Medicinal Plants Specialist Group e da Fair Wild - IUCN. É pesquisadora do CBC/ICMBio e tem experiência em biodiversidade neotropical com foco em ecologia aplicada à conservação de plantas raras e em extinção; Atualmente, busca testar métodos para quantificar a recuperação e o sucesso de conservação de espécies raras e ameaçadas. É idealizadora e coordenadora do projeto Ecologia e Recuperação de *Uebelmannia buiningii* (Cactaceae) Donald.

PhD in Ecology from the University of Brasília. Postdoctoral training at the University of North Carolina, United States and Royal Botanic Gardens, Kew in England. Coordinated two Action Plans for the conservation of Flora: PAN Cactaceae (2011-2015) and PAN Eriocaulaceae (2012-2015). In 2020, became a member of the Advisor Panel of the Species Survival Commission- SSC of the IUCN - Medicinal Plants Specialist Group and Fair Wild - IUCN. She is a researcher at CBC/ICMBio and has experience in neotropical biodiversity with a focus on ecology applied to the conservation of rare and endangered plants. Currently, it seeks to test methods to quantify the recovery and conservation success of rare and threatened species. She is the creator and coordinator of the Ecology and Recovery of *Uebelmannia buiningii* (Cactaceae) Donald project.



WASHINGTON LUIS OLIVEIRA

Doutor em Ecologia - Biólogo. Desenvolve pesquisas sobre populações e comunidades vegetais, ecologia de paisagem, produtos não madeireiros do cerrado, etnoecologia e educação ambiental. Foi consultor do Projeto: Ecologia e Recuperação de *U. buiningii*.

PhD in Ecology - Biologist. Develops research on plant populations and communities, landscape ecology, and non-wood products from the cerrado. He studies ethnoecology and environmental education. He was a consultant for the Project: Ecology and Recovery of *Uebelmannia buiningii*.



MARCELO BRILHANTE DE MEDEIROS

Biólogo e Doutor em Ecologia pela Universidade de Brasília. Pós-doutorado na North Carolina State University, EUA. É pesquisador da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia desde 2003 atuando em ecologia de comunidades e populações de espécies nativas de plantas do Cerrado e Amazônia e membro da Association for Tropical Biology and Conservation - ATBC. Desenvolve projetos que incluem: inventários de biodiversidade em remanescentes nativos como subsídios à coleta e à conservação de germoplasma vegetal em áreas sob impacto ambiental; coleta e conservação de parentes silvestres de plantas cultivadas; avaliação de impactos de alagamentos artificiais e mudanças climáticas sobre florestas na Amazônia; padrões de diversidade de espécies arbóreas na Amazônia; determinantes dos padrões de distribuição de espécies nativas como subsídios à conservação *in situ*.

Biologist and Doctor in Ecology from the University of Brasília. Postdoctoral training at the University of North Carolina, United States at North Carolina State University, USA. He is a researcher at Embrapa Genetic Resources and Biotechnology since 2003 working in the ecology of communities and populations of native plant species in the Cerrado and Amazon and member of the Association for Tropical Biology and Conservation - ATBC. It develops projects that include: biodiversity inventories in native remnants as subsidies for the collection and conservation of plant germplasm in areas under environmental impact; collection and conservation of wild relatives of cultivated plants; assessment of impacts of artificial flooding and climate change on forests in the Amazon; patterns of tree species diversity in the Amazon; determinants of distribution patterns of native species as subsidies for *in situ* conservation.

Anexo 3. Lista de espécies vegetais registradas nos habitats de *Uebelmannia buiningii* Donald.

Família	Espécie	IUCN	Forma de vida	Habitat	Ocorrência
Anacardiaceae	<i>Anacardium nanum</i> A.St.-Hil.		Subarbusto	Terrícola	DF GO MG
Arecaceae	<i>Syagrus</i> sp.		Palmeira	Terrícola	
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.		Erva	Terrícola	BA ES MG PR JR RS SC SP
Asteraceae	<i>Acritopappus</i> sp.		Erva	Terrícola	
Asteraceae	Asteraceae sp.1		Erva	Terrícola	
Asteraceae	Asteraceae sp.2		Erva	Terrícola	
Asteraceae	Asteraceae sp.3		Erva	Terrícola	
Asteraceae	<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.		Árvore	Terrícola	BA MG
Asteraceae	<i>Moquinia racemosa</i> (Spreng.) DC.		Arbusto	Terrícola	BA MG
Asteraceae	<i>Wunderlichia mirabilis</i> Riedel ex Baker		Arbusto Árvore	Terrícola Rupícola	BA DF GO MG MT SP
Bromeliaceae	Bromeliaceae sp.1		Erva	Epífita	
Bromeliaceae	<i>Encholirium subsecundum</i> (Baker) Mez		Erva	Rupícola	MG
Cactaceae	<i>Cipocereus crassisepalus</i> (Buining & Brederoo) Zappi & N.P.Taylor	EN	Arbusto Suculenta	Terrícola	MG
Cactaceae	<i>Pilosocereus aurisetus</i> (Werderm.) Byles & G.D.Rowley subsp. <i>aurisetus</i>		Arbusto Suculenta	Rupícola	MG
Cactaceae	<i>Uebelmannia buiningii</i> Donald	CR	Subarbusto	Rupícola	MG
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera regalis</i> Saddi		Arbusto Subarbusto	Terrícola	MG
Connaraceae	<i>Connarus</i> sp.		Arbusto	Terrícola	
Cyperaceae	<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees		Erva	Terrícola Rupícola	AL AM AP BA CE DF ES GO MA MG MS MT PA PB PE PI PR JR RN RO RR RS SC SE SP TO

Eriocaulaceae	<i>Comanthera brunnea</i> Echtertn.		Erva	Terrícola	MG
Euphorbiaceae	<i>Stillingia saxatilis</i> Müll.Arg.		Arbusto Subarbusto	Terrícola Rupícola	MG
Fabaceae	<i>Aeschynomene elegans</i> Schltld. & Cham.		Erva	Terrícola	AL BA ES GO MG MS PE PR JR RS SC SP
Fabaceae	<i>Aeschynomene vogelii</i> Rudd		Arbusto Erva Subarbusto	Terrícola	BA MG
Fabaceae	<i>Bionia coriacea</i> (Nees & Mart.) Benth.		Arbusto Liana	Terrícola Rupícola	BA DF GO MA MG
Fabaceae	<i>Chamaecrista rotundata</i> var. <i>interstes</i> H.S.Irwin & Barneby		Arbusto Subarbusto	Terrícola	MG
Fabaceae	Fabaceae sp.		Arbusto	Terrícola	
Fabaceae	Fabaceae sp.3		Arbusto	Terrícola	
Fabaceae	Fabaceae sp.4		Arbusto	Terrícola	
Fabaceae	Fabaceae sp.5		Arbusto	Terrícola	
Lamiaceae	<i>Hyptis</i> sp.(cf)		Erva	Terrícola	
Lythraceae	<i>Cuphea adenophylla</i> T.B.Cavalc.	CR	Subarbusto	Terrícola	MG
Lythraceae	<i>Diplusodon minasensis</i> Lourteig	EN	Arbusto	Terrícola	MG
Malvaceae	<i>Pavonia</i> sp.		Erva	Terrícola	
Malvaceae	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns		Árvore	Rupícola	BA MG
Melastomataceae	Melastomataceae sp.1		Erva	Terrícola	
Melastomataceae	<i>Microlicia</i> sp.		Arbusto	Terrícola	
Melastomataceae	<i>Tibouchina</i> sp.1		Arbusto	Terrícola	
Melastomataceae	<i>Tibouchina</i> sp.2		Arbusto	Terrícola	
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.		Erva	Terrícola	
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.2		Arbusto	Terrícola	
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> sp.		Arbusto	Terrícola	
Myrtaceae	Myrtaceae sp.1		Arbusto	Terrícola	

Myrtaceae	Myrtaceae sp.2	Arbusto	Terrícola	
Myrtaceae	Myrtaceae sp.3	Árvore	Terrícola	
Ochnaceae	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Árvore	Terrícola	AP BA CE DF GO MA MG MS MT PA PB PE PI RN RR SE SP TO
Orchidaceae	<i>Bulbophyllum</i> sp.	Erva	Rupícola	
Orchidaceae	<i>Cyrtopodium</i> sp.	Erva	Terrícola	
Orchidaceae	<i>Epidendrum</i> sp.	Erva	Terrícola	
Orchidaceae	<i>Isabelia violacea</i> (Lindl.) van den Berg & M.W.Chase	LC Erva	Rupícola Epifita	BA DF ES GO MG PRI RJ RS SC SP
Poaceae	<i>Andropogon</i> sp.	Erva	Terrícola	
Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	Erva	Terrícola	AM AP BA CE DF ES GO MG MS MT PA PB PE PRI RJ RO RS SC SP TO
Poaceae	<i>Paspalum scalare</i> Trin.	Erva	Terrícola	BA DF GO MG MT
Portulacaceae	<i>Portulaca hirsutissima</i> Cambess.	Erva	Terrícola Rupícola	AL BA ES GO MG PB PE RJ SE
Pteridaceae	<i>Doryopteris</i> sp.	Erva	Terrícola	
Simaroubaceae	<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	Árvore	Terrícola	BA CE DF GO MA MG MS MT PI RO TO
Velloziaceae	<i>Barbacenia</i> sp.	Erva	Terrícola Rupícola	
Velloziaceae	<i>Vellozia</i> sp.	Subarbusto	Terrícola Rupícola	
Verbenaceae	<i>Lantana</i> sp.	Erva	Terrícola	

Annex 3 . List of plant species recorded in *Uebelmannia buiningii* Donald habitats.

Family	Species	IUCN	Plant life form	Habitat	Occurrence
Anacardiaceae	<i>Anacardium nanum</i> A.St.-Hil.		Sub-shrub	Terrestrial	DF GO MG
Arecaceae	<i>Syagrus</i> sp.		Palm	Terrestrial	
Asteraceae	<i>Achyrocline satuireioides</i> (Lam.) DC.		Herb	Terrestrial	BA ES MG PRI RJ RS SC SP
Asteraceae	<i>Acritopappus</i> sp.		Herb	Terrestrial	
Asteraceae	Asteraceae sp.1		Herb	Terrestrial	
Asteraceae	Asteraceae sp.2		Herb	Terrestrial	
Asteraceae	Asteraceae sp.3		Herb	Terrestrial	
Asteraceae	<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.		Tree	Terrestrial	BA MG
Asteraceae	<i>Moquinia racemosa</i> (Spreng.) DC.		Shrub	Terrestrial	BA MG
Asteraceae	<i>Wunderlichia mirabilis</i> Riedel ex Baker		Tree	Terrestrial Rupicolous	BA DF GO MG MT SP
Bromeliaceae	Bromeliaceae sp.1		Herb	Epiphyte	
Bromeliaceae	<i>Encholirium subsecundum</i> (Baker) Mez		Herb	Rupicolous	MG
Cactaceae	<i>Cipocereus crassisepalus</i> (Buining & Brederoo) Zappi & N.P.Taylor	EN	Shrub Succulent	Terrestrial	MG
Cactaceae	<i>Pilosocereus aurisetus</i> (Werderm.) Byles & G.D.Rowley subsp. <i>aurisetus</i>		Shrub Succulent	Rupicolous	MG
Cactaceae	<i>Uebelmannia buiningii</i> Donald	CR	Sub-shrub	Rupicolous	MG
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera regalis</i> Saddi		Shrub Sub-shrub	Terrestrial	MG
Connaraceae	<i>Connarus</i> sp.		Shrub	Terrestrial	
Cyperaceae	<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees		Herb	Terrestrial Rupicolous	AL AM AP BA CE DF ES GO MA MG MS MT PA PB PE PI PRI RJ RN RO RR RS SC SE SP TO
Eriocaulaceae	<i>Comanthera brunnea</i> Echterm.		Herb	Terrestrial	MG
Euphorbiaceae	<i>Stillingia saxatilis</i> Müll.Arg.		Shrub	Terrestrial Rupicolous	MG

Família	Espécie	IUCN	Forma de vida	Habitat	Ocorrência
Anacardiaceae	<i>Anacardium nanum</i> A.St.-Hil.		Subarbusto	Terrícola	DF GO MG
Arecaceae	<i>Syagrus</i> sp.		Palmeira	Terrícola	
Asteraceae	<i>Achyrocline satyroides</i> (Lam.) DC.		Erva	Terrícola	BA ES MG PR JR RS SC SP
Asteraceae	<i>Acritopappus</i> sp.		Erva	Terrícola	
Asteraceae	Asteraceae sp.1		Erva	Terrícola	
Asteraceae	Asteraceae sp.2		Erva	Terrícola	
Asteraceae	Asteraceae sp.3		Erva	Terrícola	
Asteraceae	<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.		Árvore	Terrícola	BA MG
Asteraceae	<i>Moquinia racemosa</i> (Spreng.) DC.		Arbusto	Terrícola	BA MG
Asteraceae	<i>Wunderlichia mirabilis</i> Riedel ex Baker		Arbusto Árvore	Terrícola Rupícola	BA DF GO MG MT SP
Bromeliaceae	Bromeliaceae sp.1		Erva	Epífita	
Bromeliaceae	<i>Encholirium subsecundum</i> (Baker) Mez		Erva	Rupícola	MG
Cactaceae	<i>Cipocereus crassisepalus</i> (Buining & Brederoo) Zappi & N.P.Taylor	EN	Arbusto Suculenta	Terrícola	MG
Cactaceae	<i>Pilosocereus aurisetus</i> (Werderm.) Byles & G.D.Rowley subsp. <i>aurisetus</i>		Arbusto Suculenta	Rupícola	MG
Cactaceae	<i>Uebelmannia buiningii</i> Donald	CR	Subarbusto	Rupícola	MG
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera regalis</i> Saddi		Arbusto Subarbusto	Terrícola	MG
Connaraceae	<i>Connarus</i> sp.		Arbusto	Terrícola	
Cyperaceae	<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees		Erva	Terrícola Rupícola	AL AM AP BA CE DF ES GO MA MG MS MT PA PB PE PI PR JR RN RO RR RS SC SE SP TO

Orchidaceae	<i>Cyrtopodium</i> sp.		Herb	Terrestrial	
Orchidaceae	<i>Epidendrum</i> sp.		Herb	Terrestrial	
Orchidaceae	<i>Isabelia violacea</i> (Lindl.) van den Berg & M.W.Chase	LC	Herb	Rupicolous Epiphyte	BA DF ES GO MG PR JR RS SC SP
Poaceae	<i>Andropogon</i> sp.		Herb	Terrestrial	
Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.		Herb	Terrestrial	AM AP BA CE DF ES GO MG MS MT PA PB PE PR RJ RO RS SC SP TO
Poaceae	<i>Paspalum scalare</i> Trin.		Herb	Terrestrial	BA DF GO MG MT
Portulacaceae	<i>Portulaca hirsutissima</i> Cambess.		Herb	Terrestrial Rupicolous	AL BA ES GO MG PB PE RJ SE
Pteridaceae	<i>Doryopteris</i> sp.		Herb	Terrestrial	
Simaroubaceae	<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.		Tree	Terrestrial	BA CE DF GO MA MG MS MT PI RO TO
Velloziaceae	<i>Barbacenia</i> sp.		Herb	Terrestrial Rupicolous	
Velloziaceae	<i>Vellozia</i> sp.		Sub-shrub	Terrestrial Rupicolous	
Verbenaceae	<i>Lantana</i> sp.		Herb	Terrestrial	

Anexo 4. Registro fotográfico de algumas espécies raras e ameaçadas de extinção presentes nos habitats de *Uebelmannia buiningii* Donald.

Annex 4 . Photographic record of some rare and endangered species present in the habitats of *Uebelmannia buiningii* Donald.



a)



b)



c)



d)



e)



f)



g)



h)

a) *Cipocereus crassisepalus* (Buining & Brederoo) Zappi & N.P.Taylor; b) *Comanthera brunnea* Echter; c) *Cuphea adenophylla* T.B.Cavalc; d) *Diplusodon minasensis* Lourteig; e) *Isabelia violacea* (Lindl.) van den Berg & M.W.Chase; f) *Pilosocereus aurisetus* (Werderm.) Byles & G.D.Rowley.subsp. *aurisetus*; g) *Portulaca hirsutissima* Cambesse h) *Uebelmannia gummifera* (Backeb. & Voll) Buining.

Figuras

- 57 **Figura 1.** Parte da filogenia de Cactaceae, com destaque para o clado BCT (em vermelho) indicando *Uebelmannia* Buining como o táxon irmão da maioria das espécies de cactáceas da América do Sul (Adaptado de Hernández - Hernández et al., 2011). **Figure 1.** Part of the Cactaceae phylogeny, highlighting the BCT clade (in red), indicating *Uebelmannia* as the sister taxon of most South American cacti species (Adapted from Hernández - Hernández et al., 2011).
- 58 **Figura 2.** Táxons do gênero *Uebelmannia*, detalhes e aspectos gerais. (a-c). *Uebelmannia buiningii* Donald, (d). *Uebelmannia gummifera* (Backeb.&Voll) Buining, (e-f). *Uebelmannia gummifera* subsp. *meninensis* (Buining) P.J.Braun & Esteves e (g-h). *Uebelmannia pectinifera* subsp. *favispina* Buining & Brederoo (Fonte: Arquivos da RedCactos). **Figure 2.** Taxons of the *Uebelmannia* genus with details and general aspects. (B.C). *Uebelmannia buiningii* Donald, (D). *Uebelmannia gummifera* (Backeb & Voll) Buining, (E-F). *Uebelmannia gummifera* subsp. *meninensis* (Buining) P.J. Braun & Esteves and (G-H). *Uebelmannia pectinifera* subsp. *favispina* Buining & Brederoo (Source: RedCactos Archives).
- 59 **Figura 3.** Localização da população de *Uebelmannia buiningii* Donald no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba - MG. **Figure 3.** Location of the *Uebelmannia buiningii* Donald population in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG.
- 60 **Figura 4.** Força dos ventos na região de ocorrência das populações de *Uebelmannia buiningii* Donald, Parque Estadual Serra Negra, Itamarandiba - MG. Fonte dos dados Global Wind Atlas, World Bank Group e Universidade da Dinamarca. **Figure 4.** Wind strength in the region of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald populations, Serra Negra State Park, Itamarandiba - MG. (Data source: Global Wind Atlas, World Bank Group and University of Denmark).
- 61 **Figura 5.** Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação) na região de ocorrência das populações de *Uebelmannia buiningii* Donald, no Parque Estadual da Serra Negra, Itamarandiba - MG. Fonte: Variável Bio15, WorldClim 2000 - Global Climate Data. **Figure 5.** Seasonal precipitation (coefficient of variation) in the region of occurrence of populations of *Uebelmannia buiningii* Donald in Serra Negra State Park, Itamarandiba - MG (Source: Variable Bio15, WorldClim 2000 - Global Climate Data).
- 62 **Figura 6.** Balanço hídrico e armazenamento de água no solo para a série temporal dividida entre o período de 1931-1960 e 1961-1990, na estação climatológica de Diamantina-MG, estação 83538 (INMET, 2019). **Figure 6.** Water balance and soil water storage for the time series divided between the period 1931-1960 and 1961-1990 in the climatological station of Diamantina - MG; Station 83538 (INMET, 2019).
- 63 **Figura 7.** Qualidade das águas superficiais das Bacias Hidrográficas do Alto rio Jequitinhonha, do rio Araçuaí e do Médio e Baixo rio Jequitinhonha no primeiro trimestre de 2013, realizado pelo IGAM. Fonte: Base Digital GeoMinas/ Prodemge, 1996. Dados de qualidade das águas: 2013 - IGAM - CETEC. **Figure 7.** Quality of surface water in the Upper Jequitinhonha River, Araçuaí River and Middle and Lower Jequitinhonha River Watersheds in the first quarter of 2013, as carried out

by IGAM (Source: Digital Base GeoMinas/ Prodemge, 1996. Water quality data: 2013 - IGAM - CETEC).

- 64 **Figura 8.** Cobertura de florestas no ano 2000 e a perda florestal nos anos subsequentes até 2015 nas áreas de ocorrência de *Uebelmannia buiningii* Donald (Hansen et al., 2013). **Figure 8.** Forest cover in the year 2000 and forest loss in subsequent years up to 2015 in areas of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald (Hansen et al., 2013).
- 65 **Figura 9.** Hidrografia da região de ocorrência das populações de *Uebelmannia buiningii* Donald no Parque Estadual da Serra Negra (PESN), Itamarandiba-MG. **Figure 9.** Hydrography of the region of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald populations in Serra Negra State Park (PESN), Itamarandiba - MG.
- 66 **Figura 10.** Solos (EMBRAPA, 2011) na região de ocorrência da população de *Uebelmannia buiningii* Donald, no Parque Estadual da Serra Negra (PESN), Itamarandiba - MG. **Figure 10.** Soils (EMBRAPA, 2011) in the region of occurrence of the population of *Uebelmannia buiningii* Donald in Serra Negra State Park (PESN), Itamarandiba - MG.
- 67 **Figura 11.** Desenho amostral esquemático indicando três transecções hipotéticas (A, B, C), com comprimento de 50 metros, seguindo a curva de nível do terreno (isoclina). Foram delimitadas 10 subparcelas de 5 m x 10 m ao longo de cada transecção para amostragem das populações de *Uebelmannia buiningii* Donald. No detalhe é ilustrado o método do ponto intercepto utilizado para amostragem sistemática da cobertura das espécies vegetais. **Figure 11.** Schematic sampling design indicating three hypothetical transects (A, B, C) with a length of 50 meters following the terrain contour curve (isocline). Ten subplots of 5 m x 10 m were delimited along each transection to sample populations of *Uebelmannia buiningii* Donald. In detail, the intercept point method used for systematic sampling of plant species coverage is illustrated.
- 68 **Figura 12.** Análise de agrupamento (UPGMA) a partir das dissimilaridades (Bray-Curtis) entre a cobertura relativa de espécies vegetais nos campos rupestres dos refúgios montanos no Parque Estadual da Serra Negra e entorno, Itamarandiba - MG. A linha vermelha indica os grupos formados com 67% de dissimilaridade. **Figure 12.** Cluster analysis (UPGMA) from dissimilarities (Bray-Curtis) between the relative coverage of plant species in the rupestrian fields of montane refuges in the Serra Negra State Park and surroundings, Itamarandiba - MG. Red line indicates the formed groups with 67% dissimilarity.
- 68 **Figura 13.** Diagrama de ordenação multidimensional não métrica (NMDS) indicando dissimilaridades: (a) cobertura relativa por formas de vida; (b) cobertura relativa de espécies vegetais; (c) presença/ausência de espécies vegetais em 28 transecções de amostragem, em cinco refúgios montanos com vegetação de campo rupestre, no Parque Estadual da Serra Negra e entorno, Itamarandiba-MG. GA= Geraldo Arthur, GB= Geralda Batista, T= Tilau, RA= Ribeirão de Areia, MV= Mata Virgem. **Figure 13.** Non-metric multidimensional ordering (NMDS) diagram indicating dissimilarities: (a) relative coverage by life forms; (b) relative coverage of plant species; (c) presence/absence of plant species in 28 sampling transects in five montane refuges with rupestrian grassland vegetation in Serra Negra State Park and surroundings, Itamarandiba - MG. GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista, T = Tilau, RA = Ribeirão de Areia, MV = Virgin Forest.
- 69 **Figura 14.** Diagrama de ordenação multidimensional não métrica (NMDS) indicando as dissimilaridades: (a) cobertura de espécies vegetais; (b) presença/ausência de espécies, entre 280 sub-parcelas nas transecções de amostragem, em cinco habitats de refúgio montano com vegetação de campo rupestre, no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba -

MG. GA= Geraldo Arthur, GB= Geralda Batista, T= Tilau, RA= Ribeirão de Areia, MV= Mata Virgem. **Figure 14.** Non-metric multidimensional ordination diagram (NMDS) indicating the dissimilarities: (a) plant species coverage; (b) presence/absence of species among 280 sub-plots in the sampling transects in five montane refuge habitats with rupestrian field vegetation in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG. GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista, T = Tilau, RA = Ribeirão de Areia, MV = Virgin Forest.

- 69 **Figura 15.** Indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald em comunidade herbáceo-arbustiva, destacando a presença de espécies de Euriocaulaceae e Bromeliaceae na região de Serra Negra, Itamarandiba - MG (Foto: Redcactus). **Figure 15.** Individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald in herbaceous-shrub community, highlighting the presence of species of Euriocaulaceae and Bromeliaceae in the Serra Negra region, Itamarandiba - MG.
- 70 **Figura 16.** Perfis de diversidade da vegetação de campos rupestres em cinco refúgios montanos, com registros de ocorrência de *Uebelmannia buiningii* Donald, no PESN e entorno, Itamarandiba-MG. GA= Geraldo Arthur, GB= Geralda Batista, T= Tilau, RA= Ribeirão de Areia, MV= Mata Virgem. **Figure 16.** Vegetation diversity profiles of rupestrian fields in five montane refuges with records of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald in the PESN and surrounding areas, Itamarandiba - MG. GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista, T = Tilau, RA = Ribeirão de Areia, MV = Virgin Forest.
- 70 **Figura 17.** Perfil de diversidade da vegetação amostrada nos campos rupestres de cinco refúgios montanos, com registros de ocorrência de *Uebelmannia buiningii* Donald, no Parque Estadual Serra Negra e entorno, Itamarandiba-MG. **Figure 17.** Vegetation diversity profile sampled in the rupestrian fields of five montane refuges with records of the occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald in Serra Negra State Park and surroundings, Itamarandiba - MG.
- 71 **Figura 18.** Habitats de ocorrência de *Uebelmannia buiningii* Donald nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço de Minas Gerais. a) Área 1. Geraldo Arthur, b) Área 2. Geralda Batista, c) Área 3. Tilau, d) Área 4. Ribeirão de Areia e, e) Área 5. Mata Grande. mostrando a paisagem caracterizada pelas florestas plantadas de eucalipto, pastagens ao fundo e predominância de *Pilosocereus aurisetus* subsp. *aurisetus*. (Werderm.) Byles & G.D.Rowley (Foto: Oliveira, W/RedCactus). **Figure 18.** Habitats of occurrence of *Uebelmannia buiningii* Donald in the rupestrian fields of the Espinhaço Range of Minas Gerais. a) Area 1. Geraldo Arthur, b) Area 2. Geralda Batista, c) Area 3. Tilau, d) Area 4. Ribeirão de Areia and, e) Area 5. Mata Grande, showing the landscape characterized by planted eucalyptus forests, pastures in the background and predominance of *Pilosocereus aurisetus* subsp. *aurisetus*.
- 72 **Figura 19.** Frequência de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro (mm), exibindo estruturas reprodutivas (botão, flor e fruto) em observações realizadas em agosto de 2019 (a) e entre agosto-setembro de 2020 (b) na população, Itamarandiba - MG. **Figure 19.** Frequency of individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes (mm), showing reproductive structures (bud, flower and fruit) in observations carried out in August 2019 (a) and between August-September 2020 (b) in the population of Itamarandiba - MG.
- 72 **Figura 20.** Polinizadores de *Uebelmannia buiningii* Donald a) *Dialictus opacus* b) *Plebeia* sp. e c) Flor de *Uebelmannia buiningii* Donald visitada por *Dialictus opacus* (Fonte: Adaptado de Teixeira et al., 2014). **Figure 20.** Floral views and potential pollinators of *Uebelmannia buiningii* Donald, a) *Dialictus opacus* and b) *Plebeia* sp. (Source: Adapted from Teixeira et al., 2014).

- 73 **Figura 21.** a) Dispersão de frutos no ápice de *Uebelmannia buiningii*; (b) Regenerantes expostos após retirada da camada superficial de solo, cerca de 1 a 2 cm, na base desse indivíduo reprodutivo, indicando baixa capacidade de dispersão. (c) Detalhe da plântula com a parte inicial de sua raiz pivotante; (d) cápsulas dos frutos e as pequenas sementes (Fotos: Oliveira, W/Redcactus). **Figure 21.** a) Fruit dispersion at the apex of *Uebelmannia buiningii*; (b) Regenerants exposed after removal of the surface layer of soil, about 1 to 2 cm, at the base of this reproductive individual, indicating low dispersal capacity. Note the different colors of regenerants, depending on the size of the individual; (c) The same indicating the comparative scale and the network of surface roots revealed by the removal of the topsoil; (d) Detail of the seedling with the initial part of its pivoting root; (e) Fruit capsules; (f) Detail of the fruits and small seeds (Photos: Oliveira, W / RedCactus).
- 74 **Figura 22.** (a) Experimento de germinação de *Uebelmannia buiningii* no viveiro de mudas do PESN, Itamarandiba/MG, utilizando bandeja de germinação (70 cm x 35 cm x 8 cm), com três tratamentos, a) substrato de viveiro (terra misturada com adubo), b) solo baixo das folhas da bromélia *Encholirium subsecundum* (espécie facilitadora do cacto) e c) o solo exposto das áreas naturais de ocorrência do cacto. Foram plantadas 5 sementes em cada quadrícula, com o total de 600 sementes e taxa de germinação de 2,2%, seis meses após o plantio, realizado em outubro de 2019. (b) Detalhe da germinação de um indivíduo em uma quadrícula com substrato de viveiro (terra e adubo). **Figure 22.** (a) *Uebelmannia buiningii* germination experiment in the PESN seedling nursery, Itamarandiba/MG, using a germination tray (70 cm x 35 cm x 8 cm) with three treatments: a) nursery substrate (mixed soil with fertilizer), b) low soil with leaves of the bromeliad *Encholirium subsecundum* (facilitating species of the cactus), and c) exposed soil of the natural areas of occurrence of the cactus. Five seeds were planted in each grid with a total of 600 seeds and a germination rate of 2.2%, six months after planting, carried out in October 2019. (b) Detail of the germination of an individual in a grid with nursery substrate (soil and fertilizer).
- 75 **Figura 23.** Diferenciação genética local no gênero *Uebelmannia* Buining sugerindo que indivíduos de *Uebelmannia buiningii* pertencem a um único agrupamento genético (Fonte: Adaptado de Silva et al., 2020). **Figure 23.** Local genetic differentiation in the *Uebelmannia* genus, suggesting that *Uebelmannia buiningii* individuals belong to a single genetic grouping (Source: Adapted from Silva et al., 2020).
- 75 **Figura 24.** Diagrama esquemático com as possibilidades de transições entre os estágios de vida de *Uebelmannia buiningii* Donald. **Figure 24.** Schematic diagram showing possible transitions between the life stages of *Uebelmannia buiningii* Donald.
- 76 **Figura 25.** Estrutura populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro e altura na localidade de Geraldo Arthur (GA), Itamarandiba - MG, amostrada durante 2019 e 2020, destacando-se o encontro de uma nova subpopulação no local durante o último inventário. **Figure 25.** Population structure of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes in Geraldo Arthur, Itamarandiba - MG, sampled during 2019 and 2020, highlighting the finding of a new subpopulation at the site during the last inventory.
- 76 **Figura 26.** Estrutura populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro e altura na localidade de Geralda Batista (GB), Itamarandiba - MG, amostrada durante 2019 e 2020, destacando-se o encontro de uma nova subpopulação no local durante o último inventário. **Figure 26.** Population structure of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes in Geralda Batista, Itamarandiba - MG, sampled during 2019 and 2020, highlighting the finding of a new subpopulation at the site during the last inventory.

- 77 **Figura 27.** Estrutura populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro e altura na localidade de Tilau (T), dentro do PESN, Itamarandiba - MG, amostrada durante 2019 e 2020, destacando-se o encontro de uma nova subpopulação no local durante o último inventário. **Figure 27.** Population structure of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes in the Tilau locality, within the PESN, Itamarandiba - MG, sampled during 2019 and 2020, highlighting the finding of a new subpopulation at the site during the last inventory.
- 77 **Figura 28.** Estrutura populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald por classes de diâmetro e altura na localidade de Mata Virgem (MV), Itamarandiba - MG, amostrada durante 2019 e 2020, destacando-se o encontro de uma nova subpopulação no local durante o último inventário. **Figure 28.** Population structure of *Uebelmannia buiningii* Donald by diameter classes in Mata Virgin, Itamarandiba - MG, sampled during 2019 and 2020, highlighting the finding of a new subpopulation at the site during the last inventory.
- 78 **Figura 29.** Número de indivíduos amostrados durante três inventários realizados em 2014 (n=1272), 2019 (n=895) e 2020 (n=1896) em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. MV = Mata Virgem, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista e T = Tilau. Alguns indivíduos foram amostrados fora das parcelas de monitoramento na área de Geraldo Arthur (GAs) e uma subpopulação amostrada em 2020 nas imediações da área da Mata Virgem (MVs). **Figure 29.** Number of individuals sampled during three inventories carried out in 2014 (n=1272), 2019 (n=895) and 2020 (n=1896) in four locations in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba-MG. MV = Virgin Forest, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista and T = Tilau. Some individuals were sampled outside the monitoring plots in the Geraldo Arthur area (GAs) and a subpopulation sampled in 2020 in the vicinity of the Mata Virgin area (MVs).
- 78 **Figura 30.** Número de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald amostrados exclusivamente dentro das transecções de monitoramento durante três inventários realizados em 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075) em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. MV = Mata Virgem, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista e T = Tilau. **Figure 30.** Number of *Uebelmannia buiningii* Donald individuals sampled exclusively within monitoring transects during three inventories carried out in 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075) in four locations in Serra Estadual da Serra Negra and its surroundings, Itamarandiba-MG. MV = Virgin Forest, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista and T = Tilau.
- 80 **Figura 31.** Número de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald agrupados por estágios do ciclo vida e amostrados durante três inventários realizados nos anos de 2014 (n=1272), 2019 (n=895) e 2020 (n=1896) em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. MV = Mata Virgem, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista e T = Tilau. Alguns indivíduos foram amostrados fora das parcelas de monitoramento na área de Geraldo Arthur (GAs) e uma subpopulação amostrada em 2020 nas imediações da área da Mata Virgem (MVs). Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro \geq 30 mm. **Figure 31.** Number of individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald grouped by life cycle stages and sampled during three inventories carried out in 2014 (n=1272), 2019 (n=895) and 2020 (n=1896) in four locations in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG. MV = Virgin Forest, GA = Geraldo Arthur, GB = Geralda Batista and T = Tilau. Some individuals were sampled outside the monitoring plots in the Geraldo Arthur area (GAs) and a subpopulation sampled in 2020 in the vicinity of the Mata Virgin area (MVs). Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter \geq 30 mm.
- 81 **Figura 32.** Número de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald agrupados por estágios do ciclo de vida e amostrados exclusivamente dentro das transecções de monitoramento nos inventários realizados em 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075) em quatro localidades, no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro \geq 30 mm. **Figure 32.** Number of individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald grouped by life cycle stages and sampled exclusively within the monitoring transects in inventories carried out in 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075) in four locations in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG. Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter \geq 30 mm.
- 83 **Figura 33.** Distribuição em classes de diâmetro (mm) dos indivíduos reprodutivos de *Uebelmannia buiningii* Donald (diâmetro \geq 20 mm), registrados em 2019 (n=769) e 2020 (1410) em quatro localidades de monitoramento no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba - MG. São destacados os indivíduos apresentando estruturas reprodutivas como botão, flores e frutos e indivíduos sem estruturas reprodutivas aparentes em cada período de amostragem. Alguns indivíduos foram amostrados em 2020 em uma subpopulação nas imediações da área da Mata Virgem e outra também fora das parcelas de monitoramento na área de Geraldo Arthur. **Figure 33.** Distribution in diameter classes (mm) of reproductive individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald (diameter \geq 20 mm) recorded in 2019 (n=769) and 2020 (1410) in four monitoring locations in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG. Individuals with reproductive structures, such as buds, flowers and fruits, and individuals without apparent reproductive structures in each sampling period are highlighted. Some individuals were sampled in 2020 in a subpopulation in the vicinity of the Virgin Forest-MV area and another also outside the monitoring plots in the Geraldo Arthur-GA area.
- 84 **Figura 34.** Distribuição em classes de diâmetro (mm) dos indivíduos adultos de *Uebelmannia buiningii* Donald (diâmetro \geq 20 mm), registrados em 2019 (n=645) e 2020 (n=774), exclusivamente dentro do grid de monitoramento em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba - MG. São destacados os indivíduos apresentando estruturas reprodutivas como botão, flores e frutos (reprodutivos) e os indivíduos sem estruturas reprodutivas aparentes em cada período (não reprodutivo). **Figure 34.** Distribution in diameter classes (mm) of adult individuals of *Uebelmannia buiningii* Donald (diameter \geq 20 mm) recorded in 2019 (n=645) and 2020 (n=774), exclusively within the monitoring grid in four locations in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG. Individuals with reproductive structures, such as buds, flowers and fruits (reproductive), and individuals without apparent reproductive structures in each period (non-reproductive) are highlighted.
- 85 **Figura 35.** Relação entre os parâmetros da dinâmica populacional de *Uebelmannia buiningii* Donald estimados a partir dos inventários realizados em 2014-2019 e 2019-2020, nas parcelas do grid de monitoramento no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba - MG. (a) Taxa anual média de mortalidade; (b) Taxa anual média de recrutamento; (c) Taxa anual média de ganho ou acréscimo em área basal; (d) Taxa anual média de perda ou decréscimo em área basal; (e) Taxa de mudança líquida em número de indivíduos; (f) Taxa de mudança líquida em área basal. **Figure 35.** Relationship between the population dynamics of *Uebelmannia buiningii*

Donald estimated from inventories carried out in 2014-2019 and 2019-2020 in portions of the monitoring grid in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG. (a) Average annual mortality rate; (b) Average annual recruitment rate; (c) Average annual rate of gain or increase in basal area; (d) Average annual rate of loss or decrease in basal area; (e) Net rate of change in number of individuals; (f) Net rate of change in basal area.

86 **Figura 36.** Projeções do tamanho populacional total (a, b, c) e por estágios de vida (d, e, f) de *Uebelmannia buiningii* Donald estimadas a partir de modelos matriciais de crescimento populacional, com os dados coletados dentro do grid de monitoramento durante os períodos de 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075), no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba - MG. **Figure 36.** Total population size (a, b, c) and life stage (d, e, f) projections of *Uebelmannia buiningii* Donald estimated from matrix population growth models with data collected within the monitoring grid during the periods of 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075) in the Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG.

87 **Figura 37.** Análise de elasticidade retratando a contribuição proporcional de cada parâmetro demográfico: S= sobrevivência, G= transição de classe, F= fecundidade, R= retrocesso de classe, para a taxa de crescimento populacional (λ) da população de *Uebelmannia buiningii* Donald estimada a partir de modelos matriciais de crescimento populacional, com os dados coletados dentro do grid de monitoramento, durante os períodos de 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075), no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. A população foi dividida em cinco classes: Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro ≥ 30 mm. **Figure 37.** Elasticity analysis depicting the proportional contribution of each demographic parameter, including S= survival, G= class transition, F= fecundity, R= class regression, to the population growth rate (λ) of the population of *Uebelmannia buiningii* Donald estimated from matrix population growth models with data collected within the monitoring grid during the periods of 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075) in Parque Estadual da Serra Negra and its surroundings, Itamarandiba - MG. The population was divided into five classes: Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter ≥ 30 mm.

88 **Figura 38.** Estimativa da distribuição estável de indivíduos *Uebelmannia buiningii* Donald calculada a partir de modelos matriciais de crescimento populacional, indicando a proporção teórica de indivíduos em cada estágio de vida na população em equilíbrio. Os dados foram amostrados exclusivamente dentro do grid de monitoramento durante três inventários realizados em 2014 (n=839), 2019 (n=761) e 2020 (n=1075) em quatro localidades no Parque Estadual da Serra Negra e seu entorno, Itamarandiba-MG. A população foi dividida em cinco estágios de vida: Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro ≥ 30 mm. **Figure 38.** Estimate of the stable distribution of *Uebelmannia buiningii* Donald individuals calculated from matrix population growth models, indicating the theoretical proportion of individuals at each stage of life in the population in equilibrium. Data were sampled exclusively within the monitoring grid during three inventories carried out in 2014 (n=839), 2019 (n=761) and 2020 (n=1075) in four locations in Serra Negra State Park and its surroundings, Itamarandiba - MG. The population was divided into five life stages: Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter ≥ 30 mm.

89 **Figura 39.** Análise LTRE indicando (a) diferença entre os valores dos parâmetros demográficos de *Uebelmannia buiningii* Donald calculados para o período de taxa de crescimento populacional (λ) positiva (2019-2020) e para o período de taxa de crescimento negativa (2014-2019). (b) Contribuição de cada parâmetro para a diferença na taxa de crescimento populacional observada entre o período favorável e desfavorável. A população foi dividida em cinco estágios de vida: Infante: $1 \leq$ diâmetro < 15 mm; Jovem: $15 \leq$ diâmetro < 20 mm; Adulto I: $20 \leq$ diâmetro < 27 mm; Adulto II: $27 \leq$ diâmetro < 30 mm; Adulto III: diâmetro ≥ 30 mm. Parâmetros demográficos: S= sobrevivência, G= transição com progressão de classe, F= fecundidade, R= transição com retrocesso de classe. **Figure 39.** LTRE analysis indicating (a) difference between the values of the demographic parameters of *Uebelmannia buiningii* Donald calculated for the period of positive population growth rate (λ) (2019-2020) and for the period of negative growth rate (2014-2019). (b) Contribution of each parameter to the difference in population growth rate observed between the favorable and unfavorable period. The population was divided into five life stages: Infant: $1 \leq$ diameter < 15 mm; Young: $15 \leq$ diameter < 20 mm; Adult I: $20 \leq$ diameter < 27 mm; Adult II: $27 \leq$ diameter < 30 mm; Adult III: diameter ≥ 30 mm. Demographic parameters: S= survival, G= transition with class progression, F= fecundity, R= transition with class regression.

90 **Figura 40.** Interações bióticas e abióticas com *Uebelmannia buiningii* Donald nos habitats de campos rupestres do PESN e entorno, Itamarandiba - MG. (A) *Encholirium subsecundum* (Baker) Mez (Bromeliaceae). (B) *Vellozia* sp. (C) *Comanthera suberosa* (Giul.) L.R. Parra & Giul (D). Indivíduo de *U. buiningii* crescendo sob rocha. **Figure 40.** Biotic and abiotic interactions with *Uebelmannia buiningii* Donald in the rupestrian fields habitats of PESN and surrounding areas, Itamarandiba - MG. (THE). *Encholirium subsecundum* (Baker) Mez (Bromeliaceae). (B) *Vellozia* sp. (C) *Comanthera suberosa* (Giul.) L.R. Parra & Giul (D). Individual of *U. buiningii* growing under rock.

113 **Figura 41.** Categorias de ameaças da IUCN atribuídas as espécies de *Uebelmannia* Buining (Fotos: Ribeiro-Silva, S/RedCactos). **Figure 41.** IUCN threat categories attributed to *Uebelmannia* Buining species (Photos: Ribeiro-Silva, S/RedCactos).

114 **Figura 42.** Ameaças às populações e habitats de *Uebelmannia buiningii* Donald (a-b) *Melinis minutiflora* P. Beauv, espécie exótica invasora. (c-d) Predação de indivíduos, com observação de alguns coleópteros dentro dos cactos; (e) coleta ilegal de indivíduos dentro do Parque Estadual da Serra Negra (localidade do Tilau). Muitos indivíduos desapareceram desta área, sem vestígios de mortalidade, sobrando apenas as placas recolhidas em 2019, provenientes do inventário feito em 2014; (f) fezes de gado. **Figure 42.** Threats to populations and habitats of *Uebelmannia buiningii* Donald (a-b) *Melinis minutiflora* P. Beauv, an invasive alien species. (c-d) Predation of individuals, with observation of some beetles within cacti; (e) illegal collection of individuals within the Serra Negra State Park (Tilau locality). Many individuals disappeared from this area, with no traces of mortality, leaving only the plates collected in 2019, from the inventory made in 2014; (f) cattle feces.

Tabelas | Tables

- 79 **Tabela 1.** Matrizes de projeção da população de *Uebelmannia buiningii* Donald amostrada no grid de monitoramento nos seguintes períodos de estudo: A1 (2014-2020), A2 (2014-2019) e A3 (2019-2020) em campos rupestres do PESN e entorno, Itamarandiba - MG. nx = número de indivíduos amostrados e qx = proporção de indivíduos mortos. **Table 1.** Projection matrices of the population of *Uebelmannia buiningii* Donald sampled in the monitoring grid in the following study periods: A1 (2014-2020), A2 (2014-2019) and A3 (2019-2020) in PESN rocky fields and surroundings, Itamarandiba - MG. nx = number of sampled individuals and qx = proportion of dead individuals.
- 82 **Tabela 2.** Percentual de indivíduos de *Uebelmannia buiningii* Donald com estruturas reprodutivas (botão, flor ou fruto) por classes de diâmetro durante observações realizadas entre agosto e setembro de 2019 e 2020. **Table 2.** Percentage of *Uebelmannia buiningii* Donald individuals with reproductive structures (bud, flower or fruit) by diameter classes during observations carried out between August and September 2019 and 2020.
- 139 **Tabela 3.** Critérios da Lista Vermelha da IUCN para *Uebelmannia buiningii* Donald. **Table 3.** IUCN Red List Criteria for *Uebelmannia buiningii* Donald.
- 140 **Tabela 4.** Objetivos específicos de recuperação e critérios de desempenho. **Table 4.** Specific Recovery objectives and performance criteria.
- 142 **Tabela 5.** Tipos de técnicas de recuperação de populações ou de translocação aplicadas à plantas ameaçadas de extinção de acordo com a origem e o destino do germoplasma vegetal (Adaptado de IUCN, 2013). *Técnicas que serão aplicadas para *Uebelmannia buiningii* na região de Serra Negra de Itamarandiba - MG. **Table 5.** Types of recovery techniques for threatened plant populations, according to the origin and destination of plant germplasm (Adapted from IUCN, 2013a).
- 144 **Tabela 6.** Tipos de informações a serem considerados na inferência da funcionalidade da população de *Uebelmannia buiningii* Donald, propostas com base no conhecimento disponível sobre as interações com outras espécies presentes nos seus habitats. **Table 6.** Types of information to be considered in inferring the functionality of the population of *Uebelmannia buiningii* Donald, as proposed on the basis of available knowledge about interactions with other species present in their habitats.
- 145 **Tabela 7.** Indicadores quantitativos de monitoramento de *Uebelmannia buiningii* Donald e seus habitats. **Table 7.** Quantitative monitoring indicators for *Uebelmannia buiningii* Donald and its habitats.
- 160 **Tabela 8.** Colaboradores potenciais do Projeto: Plano de Recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald e seus habitats Colaboradores que atuaram na fase 1 do Projeto (*). **Table 8.** Potential Project Collaborators: Recovery Plan for *Uebelmannia buiningii* Donald and its habitats. Collaborators who worked on Phase 1 of the Project (*).

Quadro | Frame

- 96 **Quadro 1.** Características dos Apêndices da CITES e suas exigências para emissão de Licença CITES (Fonte: CITES, 2020). **Frame 1.** Characteristics of CITES Appendices and their requirements for issuing a CITES License (Source: CITES, 2020).

Anexos | Attachments

- encartado **Anexo 1.** Plano de Recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald. **Annex 1.** Recovery Plan for *Uebelmannia buiningii* Donald.
- encartado **Anexo 2.** Custo estimado de implementação do Plano de recuperação de *Uebelmannia buiningii*. **Annex 2.** Estimated cost of implementing the *Uebelmannia buiningii* recovery plan.
- 182 **Anexo 3.** Lista de espécies vegetais registradas nos habitats de *Uebelmannia buiningii* Donald no Parque Estadual de Serra Negra e entorno. **Annex 3.** List of plant species recorded in habitats of *Uebelmannia buiningii* Donald.
- 188 **Anexo 4.** Registro fotográfico de algumas espécies raras, ameaçadas de extinção e endêmicas presentes nos habitats de *Uebelmannia buiningii* Donald. a) *Cipocereus crassisepalus* (Buining & Brederoo) Zappi & N.P.Taylor; b) *Comanthera brunnea* Echtern; c) *Cuphea adenophylla* T.B.Cavalc; d) *Diplusodon minasensis* Lourteig; e) *Isabelia violacea* (Lindl.) van den Berg & M.W.Chase; f) *Pilosocereus aurisetus* (Werderm.) Byles & G.D.Rowley.subsp. *aurisetus*; g) *Portulaca hirsutissima* Cambesse h) *Uebelmannia gummifera* (Backeb. & Voll) Buining. **Annex 4.** Photographic record of some rare, endangered and endemic species present in habitats of *Uebelmannia buiningii*. (a) *Cipocereus crassisepalus* (Buining & Brederoo) Zappi & N.P.Taylor; b) *Comanthera brunnea* Echtern; c) *Cuphea adenophylla* T.B.Cavalc; d) *Diplusodon minasensis* Lourteig; e) *Isabelia violacea* (Lindl.) van den Berg & M.W.Chase; f) *Pilosocereus aurisetus* (Werderm.) Byles & G.D.Rowley.subsp. *aurisetus*; g) *Portulaca hirsutissima*, Cambesse h) *Uebelmannia gummifera* (Backeb. & Voll) Buining.

(CEPF) Cerrado

O Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (CEPF), na sigla em inglês para Critical Ecosystem Partnership Fund) vem atuando desde 2000 para assegurar a participação e contribuição da sociedade civil na conservação de alguns dos ecossistemas mais ricos do mundo do ponto de vista biológico, porém, atualmente, ameaçados. O CEPF é um programa conjunto da Agência Francesa para o Desenvolvimento, Conservação Internacional, União Europeia, Fundo para o Meio Ambiente Global (GEF), Governo do Japão e Banco Mundial, com vistas a oferecer financiamento para proteção de ecossistemas únicos e ameaçados – conhecidos também como *hotspots* de biodiversidade. No âmbito da Chamada de Projetos 04/2018 foi apresentado e aprovado o Projeto “Ecologia e Recuperação de *Uebelmannia buiningii* (Donald) (Cactaceae)”.

Projeto: Ecologia e recuperação de *Uebelmannia buiningii* (Donald) (Cactaceae)

O “Projeto Recuperando Coroa de Ita” visa a recuperar coroa de ita, um cacto, endêmico e ameaçado de extinção dos campos rupestres das montanhas do Vale do Alto Jequitinhonha, na Cadeia do Espinhaço da região de Serra Negra, Minas Gerais. Essa região é considerada chave de biodiversidade e um *hotspot* entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica. Nesta fase, o projeto teve como objetivo caracterizar os habitats específicos de *U. buiningii* e gerar informações ecológicas para propor a elaboração deste plano de recuperação de sua população e de seus habitats.

(CEPF) Cerrado

The Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF) has been working since 2000 to ensure the participation and contribution of civil society in the conservation of some of the world's biologically richest ecosystems, however, currently threatened. CEPF is a joint program of the French Agency for Development, Conservation International, the European Union, the Global Environment Facility (GEF), the Government of Japan and the World Bank, with a view to providing financing for the protection of unique and threatened ecosystems - known also as biodiversity hotspots. Under the Call for Projects 04/2018, the Project “Ecology and Recovery of *Uebelmannia buiningii* (Donald) (Cactaceae)” was presented and approved.

Project: Ecology and recovery of *Uebelmannia buiningii* (Donald) (Cactaceae)

The “Recovering Coroa de Ita Project” aims to recover the crown of ita, a cactus, endemic and threatened with extinction from the rocky fields of the Alto Jequitinhonha Valley mountains, in the Espinhaço Range in the Serra Negra region, Minas Gerais. This region is considered a key biodiversity and a hotspot between the Cerrado and Atlantic Forest biomes. At this stage, the project aimed to characterize the specific habitats of *U. buiningii* and generate ecological information to propose the elaboration of this recovery plan for its population and habitats.

Equipe do Projeto

Suelma Ribeiro Silva - CBC/ICMBio e RedCactos

Rodrigo Viana - Instituto Jurumi para Conservação da Natureza | Jurumi Institute for Nature Conservation

Washington Luis Oliveira - Consultor do projeto | Project Consultant

Marcelo Brilhante de Medeiros - Embrapa - Cenargen

Vanessa Chaves Souza - PESN

Hellen Rocha Manête - CBC/ICMBio

Mayco Werllen dos Santos - Autônomo | Self-employed

Wanderlei Lopes - PESN

Daniela Brilhante - Diagramadora e ilustradora | Graphic Designer





CRITICAL ECOSYSTEM
PARTNERSHIP FUND



CBC
IC-Bio-1004



Parque Estadal
**CASA
NEGRA**

Entropía
Recursos Genéticos e
Biotecnología



RedCactus
Asociación para la conservación