



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA,
CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE**



Deise Tatiane Bueno Miola

**UMA BREVE HISTÓRIA DO CAMPO RUPESTRE
Ecologia, Conservação e Política Ambiental**

Belo Horizonte

2019

Deise Tatiane Bueno Miola

UMA BREVE HISTÓRIA DO CAMPO RUPESTRE

Ecologia, Conservação e Política Ambiental

Tese apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos requisitos do curso de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, para obtenção do título de Doutor.

Orientador: Fernando Augusto O. Silveira

Belo Horizonte – MG

Outubro – 2019

- 043 Miola, Deise Tatiane Bueno.
Uma breve história do Campo Rupestre: ecologia, conservação e política ambiental [manuscrito] / Deise Tatiane Bueno Miola. - 2019.
91 f. : il. ; 29,5 cm.
- Orientador: Fernando Augusto Oliveira e Silveira.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.
1. Ecologia. 2. Política Ambiental. 3. Legislação Ambiental. 4. Conservação dos Recursos Naturais. 5. Campo rupestre. I. Silveira, Fernando Augusto Oliveira e. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 502.7

Tese defendida em 30 de outubro de 2019 e aprovada pela banca examinadora constituída pelos membros:

Ana Carolina O. Neves

Doutor(a) Ana Carolina de Oliveira Neves

Livia Echternacht

Doutor(a) Livia Echternacht Andrade

Tatiana Garabini Cornelissen

Doutor(a) Tatiana Garabini Cornelissen

Adriano Pereira Paglia

Doutor(a) Adriano Pereira Paglia

Fernando Augusto Oliveira Silveira

Doutor(a) Fernando Augusto Oliveira Silveira
(Presidente da Banca)

AGRADECIMENTOS

Concluir um curso de doutorado não é naturalmente uma tarefa fácil. Fazer isso carregando consigo uma família e uma empresa para gerir é um desafio maior ainda. Por isso sou muito grata a todas as pessoas que de alguma forma me ajudaram nessa jornada, em especial:

Ao meu orientador (Lelê), pelo auxílio constante e por compreender minhas limitações;

Ao meu marido Beto e minha sogra Kiva, pela estrutura e apoio em todos os momentos;

A todos os profissionais que passaram pela Artemis Ambiental nesses quatro anos, mas principalmente à Ana Paula Marinho, por ser meus dois braços direitos e segurar as pontas sempre que preciso;

À Yumi Oki, pela amizade e apoio permanente;

Ao Augusto Gomes, Pedro Viana e Nara Mota pela cessão das fotos;

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Evolutiva de Plantas Tropicais (LEEPT) pelos momentos de descontração e aprendizado;

À minha família, que nunca deixou de acreditar na minha capacidade;

À Deus por tornar isso tudo possível.

“Grande parte do conhecimento necessário está agora disponível, mas nós ainda não o usamos. Treinamos ecologistas em nossas universidades e até mesmo os empregamos em nossos órgãos governamentais, mas raramente seguimos seus conselhos.”

Rachel Carson
Primavera Silenciosa, 1962.

RESUMO

No mundo todo cerca de um milhão de espécies estão em vias de extinção devido às atividades humanas. No Brasil essa situação é agravada por uma forte crise econômica, política e social que tem gerado reflexos diretos na conservação de recursos naturais e na governança ambiental do país. Diante disso, o discurso conservacionista precisa avançar, sair da esfera acadêmica e estabelecer condições de implementar estratégias mais efetivas de proteção da biodiversidade. Foi justamente com esse objetivo, que levantamos e compilamos informações a fim de subsidiar a criação de diretrizes para o estabelecimento de uma política de conservação específica para o campo rupestre, o ecossistema que possui a maior biodiversidade vegetal do Brasil por unidade de área, e um dos mais ricos do mundo. Por meio de um levantamento de todas as publicações disponíveis sobre campo rupestre (CR) até março de 2019, apresentamos o estado da arte do conhecimento sobre esse ecossistema, revisitamos sua distribuição geográfica e propomos uma desambiguação para a nomenclatura utilizada para identificar esse ecossistema. Nossos dados devem mudar a forma como o campo rupestre é visto atualmente, passando de uma visão de um ecossistema restrito e isolado a algumas serras em poucos estados do Brasil, para um ambiente com relevância continental. Dos 26 estados brasileiros, 16 apresentam áreas de CR. Apesar dessa ampla distribuição, a grande maioria dos estudos realizados se concentram em três principais regiões: a Serra do Espinhaço Meridional, em Minas Gerais; a Chapada Diamantina, na Bahia e; a Floresta Nacional de Carajás e seu entorno, no estado do Pará. A ideia de que o campo rupestre deve ser tratado como uma fitofisionomia do Cerrado também não encontra sustentação nos nossos dados, pois esse ecossistema só não ocorre em um dos seis biomas brasileiros, o Pampa. A análise da nomenclatura utilizada para denominar o CR demonstrou que o termo campo rupestre é o mais amplamente utilizado e mais indicado para denominar o mosaico de vegetação montana, gramíneo-arbustiva, com afloramentos rochosos de quartzito, arenito ou ferro, associado a campos arenosos, pedregosas e encharcados e entremeado por manchas de outros tipos de vegetação. Essa denominação deve ser usada, inclusive, em publicações na língua inglesa, em detrimento a qualquer alternativa de tradução, assim como já ocorre para outros ecossistemas análogos em outros países. A padronização dos termos facilitará a comunicação entre os cientistas e permitirá a consolidação do termo na literatura científica internacional. No segundo capítulo, nós também avaliamos de que forma a legislação ambiental vem sendo utilizada nos processos de licenciamento que autorizam intervenções em campo rupestre, já que esse não possui uma normativa específica. Partindo da experiência do estado de Minas Gerais, que aplica a Lei da Mata Atlântica (LMA) para o

CR, examinamos as evidências científicas que sustentam esse procedimento. Não encontramos nenhum embasamento para as suposições da legislação atual. Primeiro, as listas de espécies indicadoras utilizadas não são apropriadas para indicar estágios sucessionais em campo rupestre, uma vez que estas foram criadas para o campo de altitude e contém apenas 2,9% das espécies conhecidas do CR. Em segundo lugar, a definição de estágios sucessionais de regeneração nesse ecossistema, como recomendado pela legislação, não tem apoio empírico, tendo em vista que nenhum estudo já realizado para o CR avaliou a sucessão secundária. Nós sugerimos que, de acordo com suas características ambientais, o campo rupestre se enquadra em um modelo de retrogressão e, desta forma, o uso da LMA, em vez de uma política específica para o CR, deve ter levado a uma perda de área significativa. Diante desse panorama geral, propusemos recomendações específicas aos órgãos ambientais reguladores e desenvolvemos um texto base que pode ser utilizado para discussão e desenvolvimento de uma legislação específica para as áreas de campo rupestre.

Palavras-chave: campo rupestre, política ambiental, conservação, legislação ambiental, canga.

ABSTRACT

There are around one million species endangered by anthropogenic actions worldwide. This situation is worsened by a strong economic, politic and social crisis in Brazil, which reflects directly into natural resources conservation and the environmental political agenda in the country. In order to face this issue, the conservationist speech must adopt more effective strategies for biodiversity protection, leaving the academic sphere. We have analyzed and synthesized data aiming to stablish parameters for a political conservation guideline appropriate for *campo rupestre* (CR). This ecosystem has the greatest plant biodiversity per unit of area and one of the highest in the world. All publications available about CR by March 2019 were evaluated. We have presented the currently knowledge about this ecosystem, reviewed its geographic distribution and propose a nomenclature in order to standardize what is used to identify *campo rupestre*. It is expected that our data change and overcome the view from a strict and isolated mountain areas in few regions of Brazil to a continental relevant environment. This ecosystem can be found in 16 out of the 26 states in Brazil. Despite the extensive distribution, most studies were conducted in three main areas: Southern Espinhaço Mountain Range in Minas Gerais, Chapada Diamantina, in Bahia and Carajás National Forest and surroundings, in Pará state. Only the biome Pampa in Brazil does not present this vegetation, contrasting the other five in Brazil, where it occurs. Our data support the idea that CR must not be treated as a Cerrado physiognomy. Nomenclature analysis has shown the term *campo rupestre*, besides being more appropriate, is widely used to name the heterogeneous vegetation mosaic in the highlands, based on quartzite, arenite or ferruginous rocks. This ecosystem is commonly associated to sandy, rocky and flooded fields, interfused to other vegetation structures. Moreover, this denomination must be adopted in English language, in spite of any translation alternative, such as it is commonly done for other similar ecosystems worldwide. This pattern may improve the communication among scientist and consolidate the use of *campo rupestre* in international scientific literature. The second chapter, we also discuss environmental licensing processes in CR because if the lack of specific normative rules. We examined scientific evidences which support the application of Atlantic Forest Act (AFA) for CR, once it occurs in Minas Gerais state. No evidences were found supporting this use. First, indicator species for succession stages in campo de altitude are not appropriate, due to the low similarity with CR (only 2.9% known species). Second, no empirical support for successional stages were found. Whereas secondary succession has not been evaluated in CR, as recommended by legislation. According to environmental characteristics,

we propose that campo rupestre could be better classified as a retrogressive ecosystem. Hence, the lack of specific legislation for CR and application of AFA has led to significant loss. Overlooking this issue, we suggest specific recommendations to regulatory environmental agencies and develop an evidence-based discussion in order to produce sound legislation for campo rupestre.

Keywords: campo rupestre, environmental policy, conservation, environmental legislation, canga.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	3
RESUMO	5
ABSTRACT.....	7
UM BREVE CONTEXTO	10
REFERÊNCIAS.....	13
O QUE SABEMOS SOBRE O CAMPO RUPESTRE: UMA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA	16
RESUMO	17
INTRODUÇÃO	18
MATERIAL E MÉTODOS	20
Modelo de estudo.....	20
Levantamento e Análise de Dados.....	21
RESULTADOS.....	23
Distribuição geográfica do campo rupestre	29
DISCUSSÃO	32
Padronizando a Nomenclatura	32
Distribuição geográfica do campo rupestre	34
Classificação do campo rupestre.....	35
REFERÊNCIAS.....	36
SILENT LOSS: MISAPPLICATION OF AN ENVIRONMENTAL LAW COMPROMISES CONSERVATION IN A BRAZILIAN BIODIVERSITY HOTSPOT.	42
SUPPLEMENTARY MATERIAL.....	49
UM INSTRUMENTO LEGAL PARA A CONSERVAÇÃO DO CAMPO RUPESTRE.	79
INTRODUÇÃO	80
CONSIDERAÇÕES SOBRE POLÍTICA AMBIENTAL.....	81
PROJETO DE LEI PARA A CONSERVAÇÃO DO CAMPO RUPESTRE NO ESTADO DE MINAS GERAIS	84
REFERÊNCIAS.....	87
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	89

UM BREVE CONTEXTO

Eu poderia começar a contar essa história a partir da descrição de Richard Burton sobre uma terra cheia de serras, com fragmentos de rocha pura e manchas de areia branca como a neve, por onde ele passara em 1867 (Burman 1991). Talvez, começasse com a chegada de P.W. Lund em Lagoa Santa algum tempo antes, ou mesmo a partir do encontro dele com Eugene Warming em 1863 (Holten e Sterll 2001). É provável que faça mais sentido começar uma história sobre os campos rupestres evidenciando que esse ambiente foi parte do laboratório primordial da ecologia vegetal. Mas eu vou preferir iniciar a partir de uma ótica mais particular.

Nasci em 28 de outubro de 1981, cerca de dois meses após a publicação da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA - Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981). Se pelo lado econômico os anos 1980 ficaram conhecidos como “a década perdida”, do ponto de vista ambiental avanços importantes aconteceram. Em 1986 o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) publicou a Resolução 001, que definiu os critérios básicos para a implementação da Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), um dos instrumentos da PNMA. Em 1988 a nova constituição foi promulgada contendo um capítulo inteiro sobre meio ambiente e vários artigos afins, sendo considerada constituição de vanguarda na questão ambiental (Dias 2004). O Ibama – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – foi criado em 1989 com a finalidade de coordenar e executar a política nacional de meio ambiente. Trinta e oito anos após a publicação da Lei 6.938/81, no entanto, os vários instrumentos previstos na PNMA ainda carecem de regulamentação e efetividade.

Dentre os instrumentos trazidos pela PNMA, o licenciamento ambiental representa a principal ferramenta de gestão ambiental do país (Barros et al. 2012), porém, apresenta uma série de deficiências que poderiam ser em parte sanadas caso outras estratégias previstas na política de meio ambiente também tivessem sido amplamente implementadas, como o zoneamento e o incentivo ao uso de tecnologias para melhoria ambiental. Na prática, o licenciamento tem se caracterizado como um processo meramente burocrático, muitas vezes apoiado em estudos ambientais falhos ou deficientes e que é amparado por medidas mitigadoras e compensatórias inócuas (Trajano 2010, Dias et al. 2019).

É claro que nas últimas décadas também houve avanços no estabelecimento de políticas públicas de conservação, como a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC – Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000), o reconhecimento de áreas prioritárias e o desenvolvimento de listas vermelhas de espécies ameaçadas (Rosa 2008, Martinelli e Moraes 2013). Estas e outras estratégias são utilizadas para orientar processos que visam autorizar intervenções ambientais, mas, em geral, não são suficientes para impedir a destruição de ecossistemas raros e de alta importância biológica, em detrimento a fortes interesses econômicos (Trajano 2010). Isso nos leva ao cenário atual.

Começamos 2019 com o crime ambiental da Vale em Brumadinho, um dos maiores acidentes minerários do mundo, ocorrido cerca de três anos após o rompimento da Samarco, a maior tragédia ambiental brasileira (Neves et al. 2016). Em maio, o relatório da Plataforma Intergovernamental de Políticas Científicas sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPEBS) divulgou a estimativa de que cerca de um milhão de espécies de plantas e animais estão em vias de extinção devido a atividade humanas (IPEBS 2019). Como se não bastasse, o Brasil atravessa uma grave crise econômica, política e social, com redução de investimentos públicos em diversas áreas e com reflexos diretos na conservação de recursos naturais e na governança ambiental do país.

Diante dessa situação, é preciso avançar no discurso conservacionista, tirá-lo da esfera puramente acadêmica e criar condições de implementar políticas e estratégias mais concretas e efetivas na manutenção da biodiversidade. Para que isso se torne possível é essencial a aproximação dos legisladores, empresas, profissionais da área ambiental e tomadores de decisão com a comunidade científica (Azevedo-Santos et al. 2017). Da mesma forma, é necessário que o conhecimento científico gerado nas universidades seja amplamente divulgado e compartilhado (Fabian et al. 2019), a fim de gerar uma consciência coletiva e favorecer a troca de ideias e a criação de soluções.

Foi pensando nisso (e a partir da minha experiência de mais de uma década com licenciamento ambiental) que esse trabalho foi sendo construído e estruturado. O objetivo geral da tese foi levantar e compilar as informações disponíveis, que subsidiassem a criação de diretrizes para o estabelecimento de uma política de conservação específica para o *campo rupestre* (CR), o ecossistema que possui a maior biodiversidade vegetal do Brasil por unidade de área, e um dos mais ricos do mundo (Giulietti et al. 1997, Rapini et al. 2008, Silveira et al. 2016).

O *campo rupestre* ocorre principalmente em áreas mais altas, associados a afloramentos de quartzito, arenito e minério de ferro (Giulietti et al. 1987, Giulietti et al. 1997, Jacobi & Carmo 2008). Sua maior extensão está situada na Cadeia do Espinhaço, entre os estados de Minas Gerais e

Bahia, mas ocorre também em picos isolados de outros estados, como Goiás, Mato Grosso e Pará (Silveira et al. 2016). Formados por um complexo mosaico de tipos de vegetação, condicionado primariamente por fatores edáficos, esse ecossistema está distribuído entre os principais biomas do Brasil (Alves et al. 2014), dentre os quais se destacam dois *hotspots*, a Mata Atlântica e o Cerrado (Myers et al. 2000).

Apesar de ocupar uma área correspondente a menos de 1% do território brasileiro, o número de espécies desse ecossistema corresponde a cerca de 15% das espécies nativas do país (Silveira et al. 2016). O *campo rupestre* adquire, portanto, um valor inestimável para a conservação da biodiversidade, mas apesar disso encontram-se fortemente ameaçados, podendo ter sua área reduzida em até 95% até o final deste século (Fernandes et al. 2018). Esse cenário torna-se ainda mais preocupante com a intensificação das alterações antrópicas e diante da importância dos serviços ecossistêmicos fornecidos por esse ambiente (Neves et al. 2016, Rodrigues et al 2019).

Mesmo com tamanha importância biológica e alto grau de ameaças (Fernandes et al. 2018, Salles et al. 2018), o *campo rupestre* é desprovido de uma regulamentação legal que garanta a sua conservação, como ocorre, por exemplo, com o bioma da Mata Atlântica (Lei Federal nº 11.428/2006). As iniciativas de conservação, em sua maioria, se baseiam no estabelecimento de áreas prioritárias (Drummond et al. 2005, Loyola et al. 2014) e unidades de conservação (Lamounier et al. 2011, Andrade et al. 2018) e focam principalmente a flora ameaçada (Pougy et al. 2015). Até o momento, no entanto, pouco se avançou no sentido de criar um instrumento legal de proteção ao CR, apesar dessa estratégia já ter sido sugerida outras vezes (Overbeck et al. 2015, Pougy et al. 2015, Monteiro et al. 2018, Miola et al. 2019). Diante disso, a presente tese foi elaborada e estruturada em três capítulos.

No primeiro capítulo apresentamos um panorama geral do conhecimento disponível sobre o *campo rupestre*, revisitamos sua distribuição geográfica e propomos uma desambiguação da nomenclatura utilizada para identificar esse ecossistema. Esse trabalho foi desenvolvido com vistas à publicação na revista *Applied Vegetation Science*.

No segundo capítulo avaliamos as evidências científicas que embasam a aplicação da legislação da Mata Atlântica em processos que autorizaram a intervenção ambiental em áreas de *campo rupestre* em Minas Gerais. Esse capítulo se encontra publicado na revista *Perspectives in Ecology and Conservation*. Para facilitar o acesso à informação aos tomadores de decisão, incluímos uma versão em português do artigo completo no material suplementar. Pretendemos fazer algo semelhante com relação ao primeiro capítulo, pois o acesso à informação na língua nativa do país é altamente

recomendado para diminuir a lacuna entre ciência e prática na conservação da biodiversidade (veja Fabian et al. 2019).

No terceiro capítulo apresentamos uma proposta de normativa legal para o *campo rupestre*. Esta deverá ser apresentada aos órgãos ambientais, analisada pelas diferentes partes interessadas e, possivelmente, encaminhada a algum membro do poder legislativo para que seja examinada e colocada em discussão.

REFERÊNCIAS

- Alves, R., Silva, N. G., Oliveira, J. A., & Medeiros, D. (2014). Circumscribing campo rupestre–megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2), 355-362.
- Andrade, M. A.; Drummond, G. M.; Domingues, S. A.; Martins, C. S.; Franco, A. R. (Org.) et al. Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço Fase 2. *Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço*, MaB UNESCO. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. 2018.
- Azevedo-Santos, V. M., Fearnside, P. M., Oliveira, C. S., Padial, A. A., Pelicice, F. M., Lima, D. P., ... & Agostinho, A. A. (2017). Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 26(7), 1745-1752.
- Barros, D. A., Borges, L. A. C., de Oliveira Nascimento, G., Pereira, J. A. A., de Rezende, J. L. P., & Silva, R. A. (2012). Breve análise dos instrumentos da política de gestão ambiental brasileira. *Política & Sociedade*, 11(22), 155-180.
- Burman, A. (1991). Saving Brazil Savannas. *New Scientist*, 129(1758), 30-34.
- Dias, A. M. S., Fonseca, A., & Paglia, A. P. (2019). Technical quality of fauna monitoring programs in the environmental impact assessments of large mining projects in southeastern Brazil. *Science of the Total Environment*, 650, 216-223.
- Dias, G. F. (2004). *Educação ambiental: princípios e prática*. São Paulo: Gaia.
- Drummond, G. M., Martins, C. S., Machado, A. M., Sebaio, F. A., & Antonini, Y. O. (2005). *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2.
- Fabian, Y., Bollmann, K., Brang, P., Heiri, C., Olschewski, R., Rigling, A., ... & Holderegger, R. (2019). How to close the science-practice gap in nature conservation? Information sources used by practitioners. *Biological Conservation*, 235, 93-101.
- Fernandes, G. W., Barbosa, N. P. U., Alberton, B., Barbieri, A., Dirzo, R., Goulart, F., ... & Solar, R. R. C. (2018). The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. *Biodiversity and conservation*, 27(10), 2587-2603.

- Giulietti, A. M., Menezes, N. D., Pirani, J. R., Meguro, M. A. R. I. C. O., & Wanderley, M. G. L. (1987). Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista das espécies. *Boletim de Botânica*, 9, 1-151.
- Giulietti, A. M., Pirani, J. R., & Harley, R. M. (1997). Espinhaço Range region—Eastern Brazil In *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. WWF.
- Holten, B., & Sterll, M. (2011). *Peter Lund e as grutas com osos em Lagoa Santa*. Belo Horizonte: Editora UFMG.
- IPBES. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science- Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- Jacobi, C. M., & Carmo, F. D. (2008). Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Megadiversidade*, 4(1-2), 24-32.
- Lamounier, W. L., Carvalho, V. L. M., & Salgado, A. A. R. (2011). Serra do Gandarela: possibilidade de ampliação das unidades de conservação no Quadrilátero Ferrífero-MG. *Revista do Departamento de Geografia*, 22, 171-192.
- Loyola, R., Machado, N., Vila Nova, D., Martins, E., & Martinelli, G. (2014). *Áreas prioritárias para conservação e uso sustentável da flora brasileira ameaçada de extinção*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico.
- Martinelli, G., & Moraes, M. A. (2013). *Livro vermelho da flora do Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Miola, D. T. B., Marinho, A. P., Dayrell, R. L. C., & Silveira, F. A. O. (2019). Silent loss: Misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17, 84-89.
- 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.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
- Neves, A. C. O., Barbieri, A. F., Pacheco, A. A., Resende, F. M., Braga, R. F., Azevedo, A. A., & Fernandes, G. W. (2016). The human dimension in the Espinhaço Mountains: land conversion and ecosystem services. In *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 501-530). Springer, Cham.
- Neves, A. C. O., Nunes, F. P., Carvalho, F. A., & Fernandes, G. W. (2016). Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza & Conservação*, 1(14), 24-27.

- Overbeck, G. E., Vélez-Martin, E., Scarano, F. R., Lewinsohn, T. M., Fonseca, C. R., Meyer, S. T., ... & Ganade, G. (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, 21(12), 1455-1460.
- Pougy, N., Verdi, M., Martins, E., Loyola, R., Martinelli, G., Rapini, A., ... & Scatigna, A. V. (2015). *Plano de ação nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional*.
- Rapini, A., Ribeiro, P. L., Lambert, S., & Pirani, J. R. (2008). A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4(1-2), 16-24.
- Rodrigues, E. L., Jacobi, C. M., & Figueira, J. E. C. (2019). Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach. *Science of The Total Environment*, 651, 1261-1271.
- Rosa, M. (2008). Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. *Brasília, DF (Brazil)*.
- Salles, D. M., do Carmo, F. F., & Jacobi, C. M. (2018). Habitat loss challenges the conservation of endemic plants in mining-targeted Brazilian mountains. *Environmental Conservation*, 46(2), 140-146.
- Silveira, F. A., Negreiros, D., Barbosa, N. P., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., ... & Garcia, Q. S. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and soil*, 403(1-2), 129-152.
- Trajano, E. (2010). Políticas de conservação e critérios ambientais: princípios, conceitos e protocolos. *estudos avançados*, 24(68), 135-146.

CAPÍTULO 1.

**O QUE SABEMOS SOBRE O CAMPO RUPESTRE? UMA ANÁLISE
QUANTITATIVA DO CONHECIMENTO.**

Deise T. B. Miola, Vladimir D. V. Ramos e Fernando A. O. Silveira

RESUMO

Abrangendo menos de 1% do território brasileiro, o campo rupestre (CR) abriga cerca de 15% da flora nativa do país, mas apesar de sua relevância, esse ambiente possui uma terminologia confusa e incertezas quando a sua distribuição geográfica. Essa confusão terminológica tem gerado reflexos, inclusive, na definição de políticas de conservação e na aplicação da legislação ambiental. Diante disso, realizamos uma análise cienciométrica do conhecimento disponível sobre o CR. O levantamento de todos os artigos publicados foi realizado nas bases ISI Web of Science, Scielo e Scopus (1945 até março de 2019) com onze variáveis dos termos mais frequentemente utilizados para denominar o CR. A maior parte das publicações se distribuem entre estudos botânicos e de ecologia, restauração e conservação, com forte predomínio da ecologia vegetal, uma vez que as plantas foram o organismo de estudo em 80% dos casos. De forma geral, o termo campo rupestre foi o mais utilizado para designar o CR (60%), independentemente da língua e do organismo foco de estudo. Essa denominação deve ser usada, inclusive, em publicações na língua inglesa, em detrimento a qualquer alternativa de tradução, assim como já ocorre para outros ecossistemas análogos em outros países. Nosso levantamento demonstrou também que o CR ocorre em 16 estados brasileiros, mas os estudos realizados se concentram em três principais regiões: a Serra do Espinhaço Meridional, em Minas Gerais; a Chapada Diamantina, na Bahia e; a Floresta Nacional de Carajás e seu entorno, no estado do Pará. As áreas de campo rupestre se encontram distribuídas por cinco dos seis biomas brasileiros e, em sua maioria, em áreas abaixo de 900 m de altitude, ao contrário do que se admitia até então. Esses dados evidenciam a importância do campo rupestre como um ecossistema de abrangência continental e que carece do desenvolvimento de estratégias de conservação mais específicas.

Palavras-chave: campo rupestre, canga, classificação da vegetação, distribuição.

INTRODUÇÃO

Desde a criação da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) pela Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO-92), os investimentos para a conservação da biodiversidade cresceram significativamente no mundo inteiro (Ganem 2011). Todos os esforços realizados, no entanto, não têm sido suficientes para frear a degradação ambiental e a perda de espécies (IPBES 2019), uma vez que os governos de diversos países não cumprem os acordos internacionais estabelecidos, como as metas de Aichi e da Estratégia Global para a Conservação de Plantas – GSPC (Heywood 2017). Especificamente, com relação à conservação das plantas, a situação é ainda mais preocupante, uma vez que estas são subvalorizadas em comparação às estratégias de proteção animal, apesar da sua importância para a manutenção da vida humana (Corlett 2016, Humphreys et al. 2019).

Estudos recentes indicam que cerca de um terço de todas as plantas do planeta estão ameaçadas de extinção ou carecem de informações a esse respeito (IPBES 2019). Desenvolver estratégias de conservação eficientes para frear essas extinções é um grande desafio, em parte porque ainda persistem vários déficits de conhecimentos (Hortal et al. 2015). Muitas espécies de plantas ainda são desconhecidas da ciência (déficit Linneano) e informações sobre sua distribuição geográfica são imprecisas ou ausentes (déficit Wallaceano). Ou seja, ainda não sabemos “quem são” e “onde estão” as espécies, os mais básicos conhecimentos sobre a biodiversidade (Ficetola et al. 2019). Além disso, mesmo para espécies descritas e com distribuição conhecida, há escassez de dados sobre história evolutiva, abundância e dinâmica populacional, características ecológicas e funcionais, tolerância a condições do meio físico e interações ecológicas, os chamados déficits Darwiniano, Prestoniano, Raunkiæran, Hutchinsoniano e Eltoniano, respectivamente (Ficetola et al. 2019, Mammola et al. 2019).

Não obstante às lacunas de conhecimento, os estudos sobre a biodiversidade são normalmente enviesados taxonômica, geográfica e temporalmente (Hortal et al. 2015). O viés geográfico de amostragem em algumas regiões, seja por questões históricas, acessibilidade e/ou infraestrutura, podem gerar interpretações equivocadas da distribuição da biodiversidade e da abrangência de ecossistemas (Bini et al. 2006). Um bom exemplo de como essas informações são importantes para a gestão e conservação ambiental pode ser encontrado no estudo recente de Marques et al. (2019), que relata a perda de grandes áreas de ecossistemas nativos na região de ecotóno entre Amazônia e Cerrado no Mato Grosso, devido, principalmente, a problemas com o mapeamento adotado pelas agências reguladoras.

Em geral, as classificações de vegetação tradicionais utilizadas para a implementação de estratégias e conservação, não consideram as particularidades de áreas de ecótonos, habitats restritos e relictuais (Ellenberg e Mueller-Dombois 1967). Esses ecossistemas, normalmente tratados como formações ou fisionomias menores, são incluídos dentro de uma classificação mais abrangente e tendem a ser designados de diversas maneiras, a partir de diferentes critérios, conforme o foco de estudo dos pesquisadores (Eiten 1983, Rizzini 1997, Ribeiro e Walter 2008, Neves et al. 2017). Tal abordagem/procedimento/método resulta no negligenciamento de demandas de conservação específicas de ecossistemas com características ecológicas particulares. Neste sentido, padronizar a nomenclatura e classificação de vegetação é importante não apenas para permitir uma comunicação efetiva entre os cientistas, mas também para a geração de políticas públicas de conservação.

Confusões na nomenclatura e na classificação da vegetação são frequentes para o termo *campo rupestre*. O nome foi originalmente proposto por Magalhães (1966) para designar os campos gramíneos que ocorrem nos topos das montanhas da Serra do Espinhaço. Desde então, apesar de todo o progresso, não tem havido consenso sobre o uso dos termos e sua desambiguação (Vasconcelos 2011, Alves et al. 2014, Fernandes 2016, Silveira et al. 2016, Mucina 2018). Recentemente, o *campo rupestre* foi definido como um mosaico de vegetação gramínea associada a afloramentos rochosos, que ocorre predominantemente na Cadeia do Espinhaço, em Minas Gerais e na Bahia, e em picos isolados de outros estados do Brasil (Silveira et al. 2016). Não obstante, a classificação da vegetação brasileira adotada pelos órgãos oficiais (IBGE 2012) ainda utiliza os termos *savana gramíneo lenhosa* e *refúgio ecológico* para designar as áreas de *campo de rupestre*, apesar desse último nome ser o mais amplamente utilizado por pesquisadores (Alves et al. 2014). Também não há consenso quanto ao uso do termo em publicações internacionais, sendo possível encontrar nomes como *rocky field*, *rupestrian field*, e *rupestrian grassland*, todos utilizados como sinônimos para designar o mesmo ambiente. Até mesmo em uma das mais recentes publicações especializadas sobre o tema (Fernandes 2016), os autores de diferentes capítulos divergem quanto ao uso do nome (Conceição e Pirani 2016, Guerra et al. 2016, Ribas et al. 2016, Schaefer et al. 2016).

Essa confusão terminológica tem gerado reflexos na definição de políticas de conservação e na aplicação da legislação ambiental nessas áreas (Miola et al. 2019). Dentre os motivos que podem explicar essa situação está o fato de que só muito recentemente o *campo rupestre* teve reconhecida sua relevância (Morellato e Silveira 2018, mas veja Giulietti et al 1997). Nas últimas décadas foram realizados importantes estudos florísticos e descrições e novas espécies (Fernandes et al. 2018), mas

somente 50 anos após o termo inicial ter sido cunhado, foram publicadas sínteses e análises ecológicas mais abrangentes (Fernandes et al. 2016, Silveira et al. 2016).

Diante disso, consideramos o *campo rupestre* (CR) um excelente modelo para investigar como estas confusões de nomenclatura e distribuição geográfica podem limitar ações efetivas de conservação e políticas públicas. Desta forma, o presente estudo visa: 1) avaliar o estado da arte sobre o conhecimento do *campo rupestre* por meio de uma análise cienciométrica; 2) propor uma padronização na nomenclatura para facilitar a comunicação entre cientistas e tomadores de decisão; 3) revisitar a distribuição geográfica do CR, baseado em extensa revisão de literatura de modo a demonstrar a sua relevância em escala nacional.

MATERIAL E MÉTODOS

Modelo de estudo

Abrangendo menos de 1% do território brasileiro, o *campo rupestre* abriga mais de 5.000 espécies vegetais, o que representa cerca de 15% da flora nativa do país (Silveira et al. 2016). A alta riqueza de espécies e a pequena área ocupada pelo CR, refletem um alto nível de endemismo (cerca de 40%, BFG 2015) e muitas espécies ameaçadas de extinção (Martinelli e Moraes 2013). A despeito de sua pequena área, esse ambiente abriga uma alta heterogeneidade de habitats, com diferenças significativas na composição e na estrutura das comunidades vegetais (Messias et al. 2012, Neves et al. 2018).

De modo geral, o termo *campo rupestre* é utilizado para designar ecossistemas suportados por dois tipos principais de substratos geológicos, os areníticos-quartzíticos e os ferruginosos (Mucina 2018). Assim, são comuns as denominações *campo rupestre quartzítico* e *campo rupestre ferruginoso*, esse último também conhecido como *canga*. Cabe destacar que essa definição não inclui a vegetação campestre que ocorre acima de 1500 m de altitude, associada a rochas ígneas e metamórficas (como granito e gnaisse) e denominada *campo de altitude* (Alves et al. 2007, Vasconcelos 2011). Embora ambos os ambientes compartilhem algumas espécies e possuam uma paisagem semelhante, esses dois tipos de vegetação devem ser considerados distintos devido a sua natureza geológica, a influência de domínios fitogeográficos diferentes e a composição florística diferenciada (Benites et al. 2007, Alves & Kolbek 2010, Vasconcelos 2011).

Alves et al. (2014) discutiram a nomenclatura amplamente utilizada para conceituar o *campo rupestre sensu stricto* e o definiram como “um complexo de vegetação endêmico ao Brasil,azonal, Neotropical, inserido numa matriz de vegetação zonal [...] ocorrendo principalmente acima de 900 m de altitude”. Simplificando essa descrição, Silveira et al. (2016) definiram *campo rupestre sensu stricto* como “um mosaico de vegetação graminosa associada à vegetação de afloramentos rochosos”.

Seguindo o raciocínio apresentado por Alves et al. (2014), Silveira et al. (2016) também definiram como *campo rupestre sensu lato* o mosaico de vegetação montana, gramíneo-arbustiva, com afloramentos rochosos de quartzito, arenito ou ferro, associado a campos arenosos, pedregosas e encharcados e entremeado por manchas de outros tipos de vegetação, como cerrado, matas de galeria, relictos ou áreas de transição. É justamente esse conceito amplo que utilizamos no presente estudo, mas, a partir de daqui, denominaremos simplesmente de *campo rupestre* (CR).

Levantamento e Análise de Dados

O levantamento de todos os artigos publicados sobre o CR foi realizado nas bases ISI Web of Science (1945 até março de 2019), Scielo (1997 até março de 2019) e Scopus (1960 até março 2019). Dada a confusão terminológica, foram utilizados 11 variáveis e/ou sinônimos do termo *campo rupestre* (*campo rupestre, campos rupestres, canga, cangas, rocky field, rocky fields, rupestrian field, rupestrian fields, rupestrian grassland, rupestrian grasslands, rocky outcrop, rocky outcrops, ironstone outcrop, ironstone outcrops*). Dos resultados reportados nessas buscas foram considerados apenas os estudos relativos a ambientes localizados na América do Sul e que estivessem publicados em inglês, português ou espanhol. Algumas dessas publicações, no entanto, não se referiam especificamente ao *campo rupestre*, mas a outros ambientes como *inselbergs* graníticos, campos de altitude e ecossistemas com afloramentos rochosos em geral. Ainda assim, elas foram mantidas nessa primeira análise (sem filtro) para que fosse possível avaliar, de forma geral, a ocorrência do termos pesquisados na literatura científica e se essa frequência está relacionada à língua em que foi publicado o estudo.

Em um segundo momento, as publicações incluídas na base de dados brutos foram analisadas individualmente e excluídas todas as que não se referissem especificamente ao *campo rupestre sensu lato*, conforme definição apresentada anteriormente. Foram excluídos também os artigos que estavam indisponíveis e/ou não foram localizados (0,64%). Dos trabalhos incluídos nesse

segundo banco de dados (filtrado) foram obtidas as informações relativas à publicação, à localização da área de estudo, ao termo utilizado pelos autores para designar o CR, à área de conhecimento e o organismo estudado (quando aplicável). Com relação ao termo utilizado, foi considerado apenas aquele que apareceu com maior frequência no artigo e/ou foi utilizado como palavra-chave. Para as áreas de conhecimento foram estabelecidas oito categorias, a partir de uma adaptação das áreas pré-determinadas na plataforma Web of Science e de acordo com o número de ocorrências observado no banco de dados. Alguns artigos foram enquadrados em mais de uma categoria.

Para avaliar a distribuição geográfica do *campo rupestre* foram registradas todas as coordenadas geográficas dos locais de estudo e/ou coleta que constavam nos artigos incluídos na base de dados. No caso dos artigos que não possuíam informações geográficas precisas, mas informaram a cidade onde foi realizado o trabalho, inserimos as coordenadas do centroide do município. Esse centroide é a referência espacial do centro geométrico associada ao vetor. Consideramos que, apesar da margem de erro assumida, essa variação não provocará efeito significativo no resultado, dada a escala utilizada. Trabalhos conceituais, de revisão e/ou que não possuíam informações sobre a área de estudo foram desconsiderados desta análise. O mesmo ocorreu com estudos realizados em regiões muito grandes ou com localização imprecisa (ex.: Quadrilátero Ferrífero, Serra do Espinhaço etc.) e com artigos que apresentavam erro no registro das coordenadas (ex. pontos que se localizavam no oceano). Para as publicações que possuíam coordenadas referentes a mais de um tipo de ecossistema, foram consideradas apenas aquelas relativas ao *campo rupestre*.

A interpolação de Kernel foi o modelo de análise escolhido para avaliar a distribuição geográfica das pesquisas sobre *campo rupestre* (Cai et al. 2013). Essa análise calcula a densidade de pontos em torno de cada célula (unidade amostral). Qualitativamente, essa abordagem pode indicar o peso dos estudos que abrangem área, sendo expressas em densidade de estudos por quilômetro quadrado (Ribeiro et al. 2016). Espacialmente é produzido uma informação contínua para todo o território brasileiro que reflete a distribuição e concentração dos pontos. A ferramenta utilizada para a construção do cenário foi o ARCMAP, que possui o algoritmo de Kernel como uma das suas ferramentas para análise de densidade de pontos (Cai et al. 2013). Todos os dados estão em coordenadas geográficas SIRGAS 2000 e o modelo de densidade gerou uma imagem com pixel de 5 km de resolução, representando os valores de densidade.

O mesmo conjunto de coordenadas utilizado para a análise de Kernel foi usado para avaliar a distribuição dos pontos amostrais pelos biomas brasileiros, conforme mapa oficial do IBGE. Para verificar a altitude das áreas estudadas montamos um mapa topográfico com as imagens de radar do

projeto SRTM (Shuttle Radar Topography Mission - NASA). Especificamente para essa análise, não utilizamos os pontos dos centroides dos municípios, pois a variação das cotas topográficas poderia ser significativa para o resultado final. Foram desconsideradas também as coordenadas localizadas próximas ao Distrito Federal, pois os dados topográficos dessa região não são disponibilizados por questões de segurança nacional.

RESULTADOS

Web of science foi a plataforma de busca com maior número de artigos encontrados referente aos termos pesquisados, com 1405 artigos da base de dados brutos (sem filtro). Já a plataforma Scielo apresentou 1295 artigos, enquanto a Scopus 617 artigos. O termo mais frequente na Web of Science foi *rocky outcrop(s)* com 38,79% dos artigos encontrados (545 artigos), seguido de *campo(s) rupestre(s)* com 32,38% deles (455 artigos). O restante dos termos apresentou uma frequência menor que 10%: *canga(s)* com 9,75% (137 artigos), *rocky field(s)* com 6,5% (92 artigos), *rupestrian grassland(s)* e *rupestrian field(s)* com 5,9% cada (83 artigos cada), e por fim, *iron outcrop* com menos de 1% dos artigos encontrados (10 artigos) (Fig. 1a).

Quando analisamos a plataforma Scielo, o termo mais frequente foi *rocky field(s)* (390 artigos, correspondente a 30,11% dos artigos encontrados na plataforma), seguido por *rocky outcrop(s)* (289 artigos, 22,31%), *canga(s)* (279 artigos, 21,54%) e *campo(s) rupestre(s)* (256 artigos, 19,77%). O restante dos termos (*rupestrian field(s)*: 41 artigos, *rupestrian grassland(s)*: 28 artigos e *iron outcrop(s)*: 12 artigos) apresentou-se com menos de 5% dos artigos encontrados na plataforma (Fig. 1a).

Na plataforma Scopus, o termo mais usado foi *campo(s) rupestre(s)* com 303 artigos (49,1% dos artigos encontrados na plataforma), seguido de *rocky outcrop(s)* com 94 artigos (15,23%) e *canga(s)* com 78 artigos (12,64%) (Figura 1a). Os restantes dos termos (*rupestrian field(s)*, *rupestrian grassland(s)* e *rocky field(s)*) apresentaram menos de 8% dos artigos encontrados na plataforma (Fig. 1a).

Ao longo dos anos, nota-se que número de artigos com o termo *campo(s) rupestre(s)* foi muito similar entre as três plataformas pesquisadas até 2011 (Fig. 1b). Artigos que utilizaram o termo *campo rupestre* e foram publicados em português (61% dos artigos em português) só prevaleceram na base Scielo, que é a que abriga o maior número de revistas nacionais (Fig. 1c), mesmo ao longo dos anos (Fig. 1d). Nota-se também que as primeiras publicações sobre *campo rupestre sensu lato*

ocorreram na plataforma Scielo em 1985 (Fig. 1c e 1d). Os artigos de língua inglesa com termo *campo(s) rupestre(s)* foram mais frequentes na plataforma Web of Science (94,7%) e na plataforma Scopus (82,8 %) (Fig. 1c). Nessas duas plataformas, notamos que a proporção de artigos em inglês com esse termo aumentou a partir de 2007, com substanciais picos em 2013 e nos dois últimos anos da análise. Na Web of Science a quantidade de artigos em inglês foi aproximadamente quatro vezes e meio maior (337 artigos) nos últimos dez anos (2010-2019), que na década anterior (74 artigos de 2000-2009, Fig. 1e). Na plataforma Scopus também se observou esse aumento nos últimos dez anos, porém, numa proporção um pouco menor (194 artigos de 2010-2019 e 50 artigos de 2000-2009, Fig 1f).

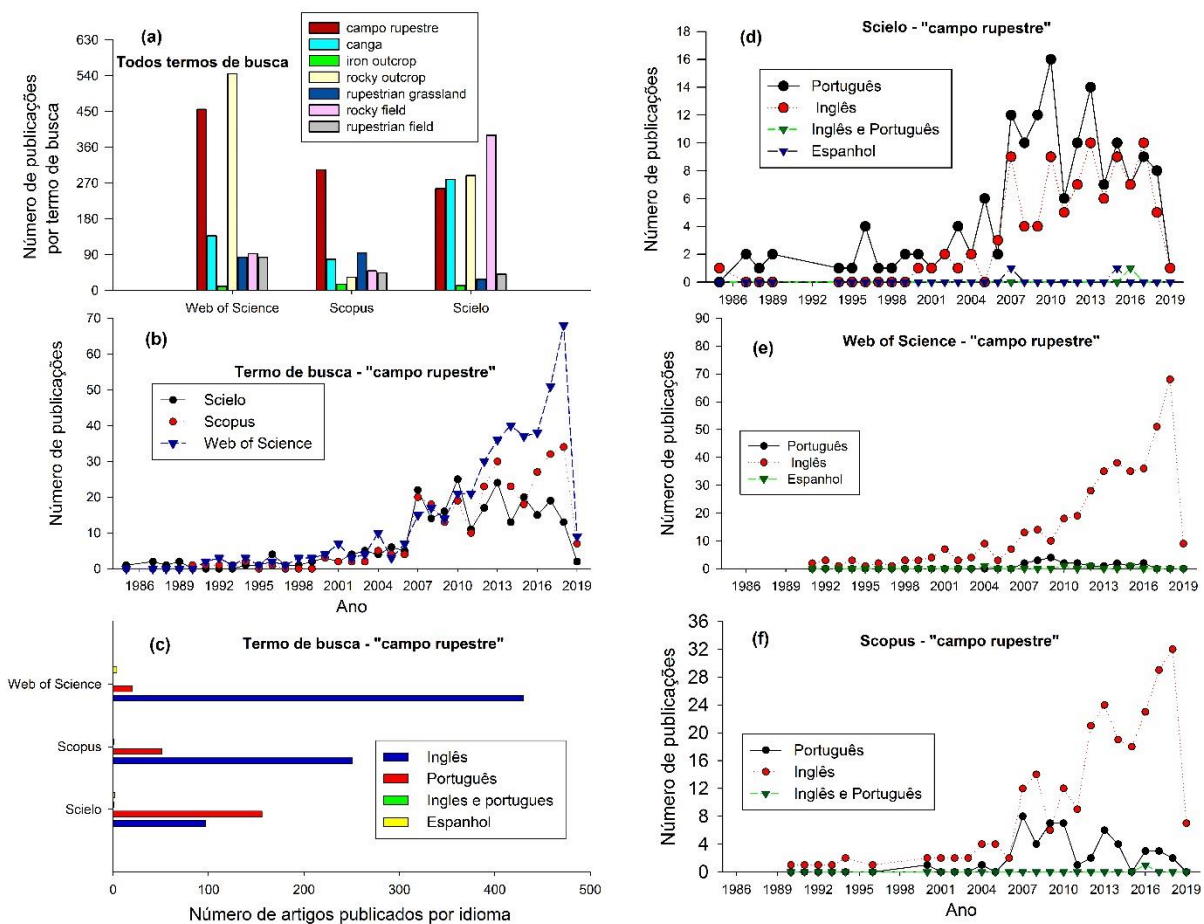


Figura 1. (a) Número de publicações encontradas por termo de busca: *campo rupestre*, *canga*, *ironstone outcrop*, *rocky outcrop*, *rupestrian grassland*, *rocky field*, *rupestrian field* nas plataformas Web of Science (1945 até março de 2019), Scopus (1960 até março 2019) e Scielo (1997 até março de 2019); (b) número de publicações com termo de busca "*campo rupestre*" por ano durante o período 1985 a 2019 encontrada em cada plataforma de busca: Web Of Science, Scielo e Scopus; (c) número de publicações com termo de busca "*campo rupestre*" por idioma em cada plataforma de busca: Web Of Science, Scielo e Scopus; (d a f) número de publicações por idioma do termo *campo rupestre* por ano em cada plataforma de busca: Web Of Science, Scielo e Scopus.

Quando todos os artigos que não tratavam especificamente de estudos realizados no *campo rupestre sensu lato* foram excluídos do banco de dados, observamos uma mudança no padrão dos resultados (n = 1.116 artigos). O número de estudos aumentou significativamente a partir de 2007 (47 artigos publicados, Fig. 2a), com o maior número de publicações (159 artigos) ocorrendo no ano de 2017. Nota-se um aumento crescente do uso do nome *campo(s) rupestre(s)* nos artigos ao longo dos anos em relação aos demais termos, com exceção do período 2016-2017. Em 2016 o número de publicações com o termo *canga(s)* (65 artigos) foi superior às que usaram o nome *campo(s) rupestre(s)* (41 artigos). Em 2017, essa diferença desapareceu, sendo 67 artigos com o primeiro termo e 66 com o segundo (Fig. 2b).

Os estudos mais antigos que constaram no levantamento realizado foram sobre microorganismos associados a plantas (1985 e 1987). Ao longo dos anos, as plantas foram sempre o grupo de organismo mais estudado, especialmente após 2007, quando o número de artigos saltou de 90 para os atuais 858 (Fig. 2c). Esse mesmo padrão de resultado também se manteve com relação aos artigos que descreveram espécies novas para a ciência (Fig. 2d). O número de publicações de novas espécies de plantas aumentou a partir de 2004 (13 artigos). Até março de 2019, 183 artigos publicados descreveram novas espécies de plantas.

Quando avaliamos o conjunto de todas as publicações que se referiam ao *campo rupestre sensu lato* (CR), notamos que *campo rupestre* realmente é o termo mais usado, ocorrendo em 60% dos 1.116 artigos. Este é seguido pelos termos *canga(s)* (21,4%), *rupestrian field(s)* (5,7%), *rocky outcrop(s)* (4,7%), *rupestrian grassland(s)* (4,2%), *rocky field(s)* (2,1), *ironstone outcrop(s)* (0,9%), *rocky grassland(s)* (0,3) (Fig. 3a). Oito artigos que utilizaram termos diferentes dos mencionados acima (*ferruginous rupestrian grassland*, *high altitude rocky complexes*, *high elevation rocky complex*, *montane rocky*, *mountaintop grasslands*, *rocky savannas*, *rupestrian ferruginous fields* e *cerrado rupestre*) foram agrupados na categoria “outros” e representaram cerca 0,7% das publicações analisadas.

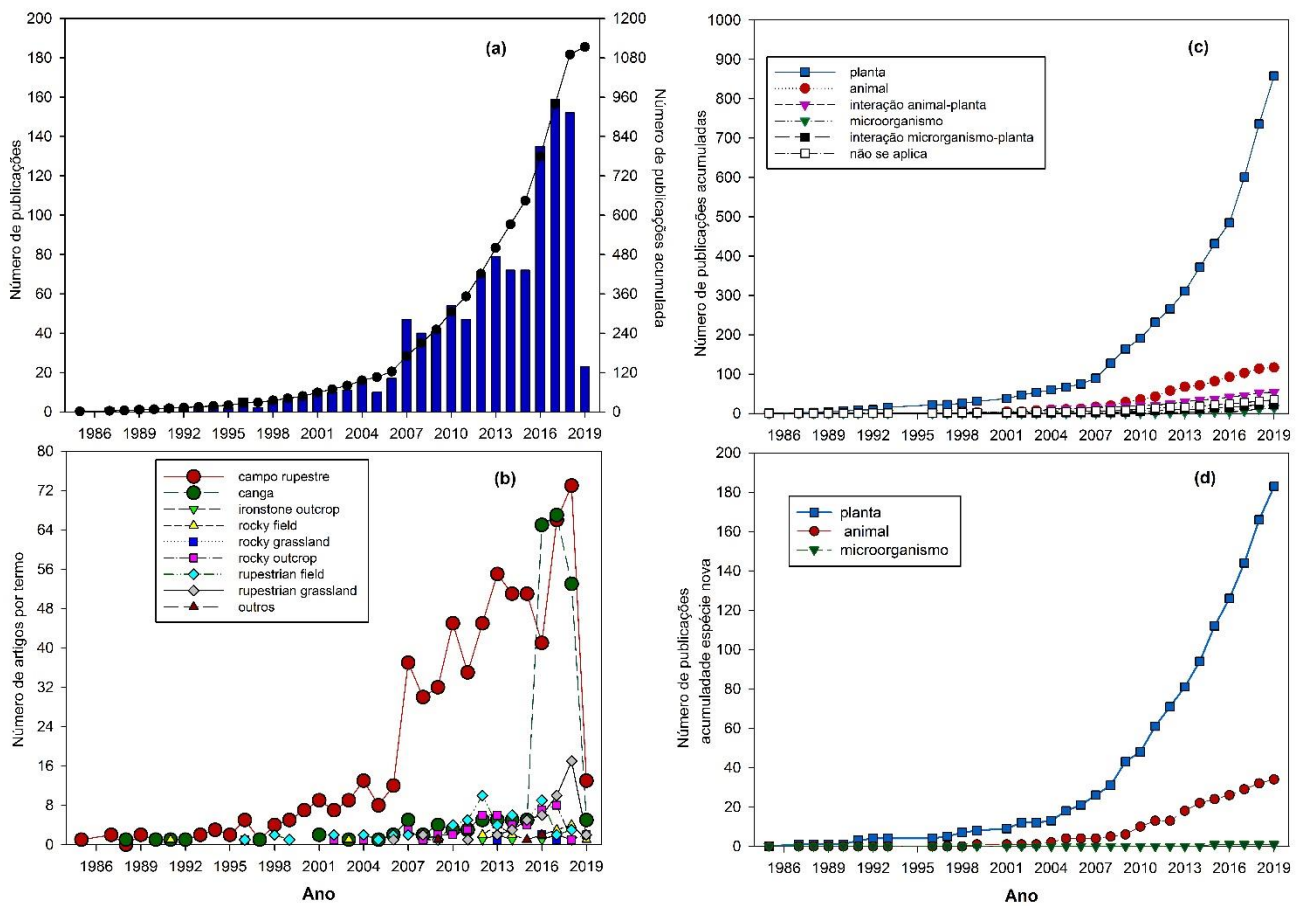


Figura 2. (a) Número de artigos publicados sobre *campo rupestre* por ano (colunas) e acumulado entre 1985 a 2019 (linha). Dados compilados considerando todos os termos de busca em publicações em português, inglês e espanhol; (b) Número de artigos por termo adotado para o *campo rupestre* (*campo rupestre*, *canga*, *ironstone outcrop*, *rocky outcrop*, *rupestrian grassland*, *rocky field* e *rupestrian field*), publicados em português, inglês e espanhol proveniente da América do Sul entre 1985 a 2019; (c) número de artigos publicados sobre *campo rupestre* por grupo de organismo; (d) Número de publicações contendo descrição de espécies novas, com ocorrência no *campo rupestre*, por grupo de organismo.

A maior parte dos estudos do *campo rupestre sensu lato* se concentraram nas áreas de Fisiologia e Morfologia Vegetal (29,3%), seguido de Taxonomia vegetal e Florística (27,1%) e Ecologia (21,1%). As áreas que tiveram menos de 10% de publicações foram Biogeografia e Evolução (6,27%), Zoologia (5,13%), Genética e Biologia Molecular (4,97%), Ambiente físico (4,16%) e outros (1,95%) (Fig 3b). A maioria das publicações foram com plantas (78,3% dos artigos publicados) seguida de animais (10%). Os microorganismos representam o grupo com menor número de trabalhos publicados (1,26%) (Fig 3c). Trabalhos de interações, seja de animal-planta (4,96%) ou microorganismo-planta (1,98%), representam uma proporção baixa de trabalhos. Nesta análise, cerca de 3% dos trabalhos publicados não focaram nenhum organismo, pois se referiam a estudos do meio físico, como geologia e geomorfologia.

Ao analisarmos a proporção de artigos por idioma dentro de cada termo, notamos que a maioria foi publicada em inglês, com exceção do nome *canga*, que prevaleceu na língua portuguesa (150 artigos em português e 89 em inglês, Fig. 3d). O termo *campo rupestre* apareceu cerca de 2,83 vezes mais em artigos em inglês do que em português. As publicações com os termos *ironstone outcrop* (10 artigos), *rocky grassland* (4) e *rupestrian grassland* (49) não ocorreram em português e espanhol. Os outros termos analisados também predominaram em artigos de língua inglesa (fig. 3 d).

Quando analisamos a proporção de artigos por organismo dentro de cada termo, observamos que as plantas são o grupo mais estudado em todos eles (Fig. 3e). Com relação ao termo *campo rupestre*, elas abrangeram 542 artigos dos 670 encontrados (81% dos estudos). O segundo grupo mais estudado variou conforme o termo. Os animais apareceram em segundo lugar para os termos *campo rupestre* (10,2% dos 670 artigos encontrados com esse nome), *canga* (10% de 239), *rocky field* (27,3% de 22) *rocky outcrop* (17,7% de 51). Enquanto para os termos *rupestrian field* (20% de 65) e *rupestrian grassland* (19,2% de 47) o segundo grupo mais estudo foi interação animal-plantas (Fig 3e). A nomenclatura utilizada para designar o CR também variou dentro de cada grupo de organismo (Fig 3f). Artigos que tratam de plantas, microorganismos e de interações microorganismo-plantas utilizaram predominantemente o termo *campo rupestre*. A maioria dos estudos com animais, entretanto, utilizou o termo *canga* (47,7% dos 394 artigos de animais). Já as publicações sobre interações animal-plantas utilizam mais frequentemente o termo *rupestrian field* (41,9% dos 31 artigos).

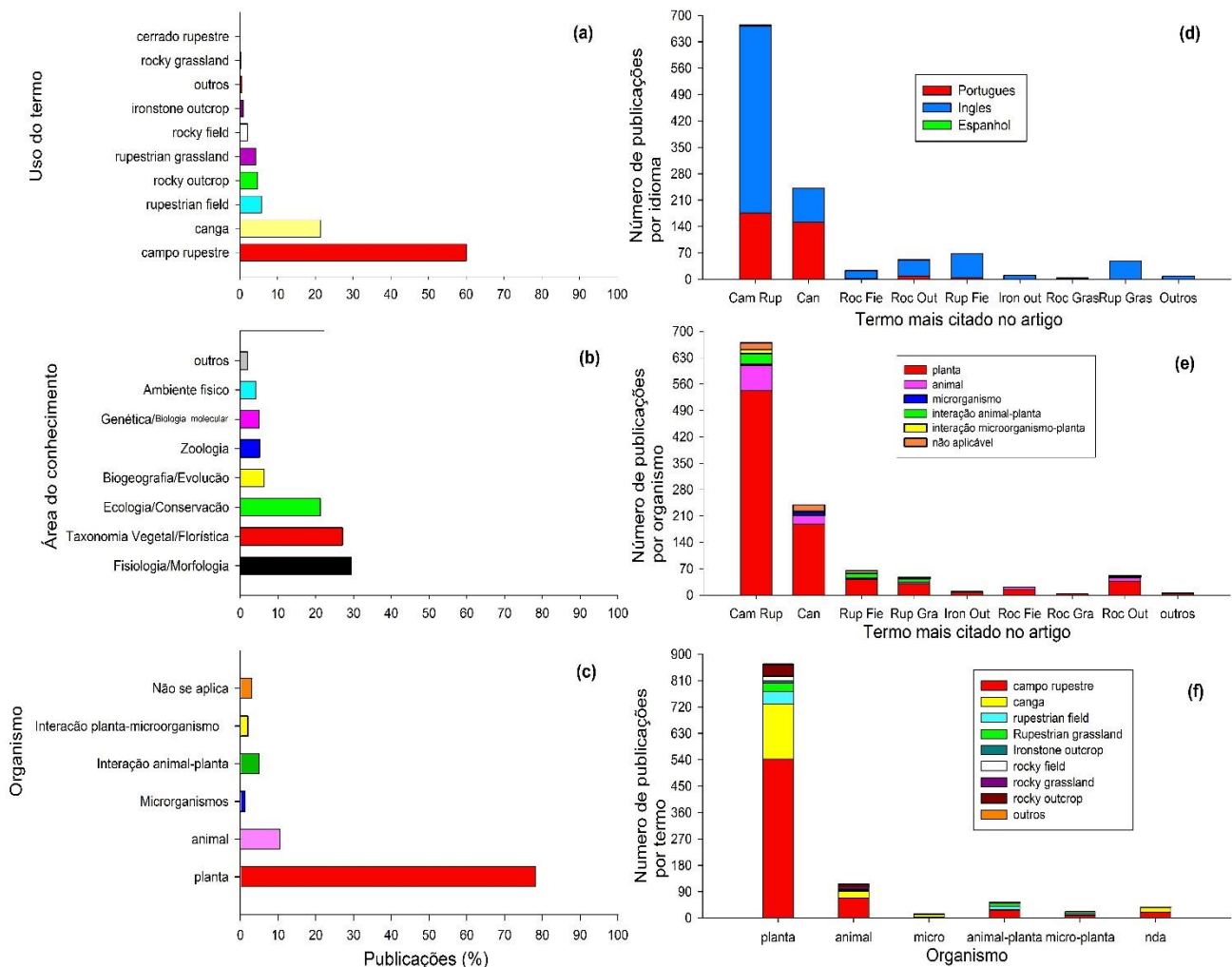


Figura 3. (a) Porcentagem de publicações sobre *campo rupestre* (n = 1116), considerando: (a) nomenclatura (termo) adotada pelo artigo (*campo rupestre*, *canga*, *ironstone outcrop*, *rocky outcrop*, *rupestrian grassland*, *rocky field*, *rupestrian field*); (b) agrupamento por área de conhecimento: Fisiologia/Morfologia, Taxonomia/Florística/Fitossociologia, Ecologia/Conservação/Restauração/Manejo, Genética/Biologia Molecular/Bioquímica, Biogeografia/Evolução, Zoologia, Ambiente físico, Outros; (c) grupo de organismo estudado: animal, planta, microorganismo, interação animal-planta e interação microorganismo-planta, não se aplica (meio físico). Dados compilados considerando todos os termos de busca em publicações em português, inglês e espanhol, provenientes da América do Sul entre 1985 e 2019; (d) Proporção de número de publicações por idioma (português, inglês e espanhol) por nomenclatura (termo) adotada para o *campo rupestre* em cada artigo: *campo rupestre* (cam rup), *canga* (can), *ironstone outcrop* (iro out), *rocky outcrop* (roc out), *rupestrian grassland* (rup gra), *rocky field* (roc fie), *rupestrian field* (rup fie), outros; (e) Proporção de número de artigos por organismo (animal, planta, microorganismo (micro), interação animal-planta (animal-planta), interação microorganismo-planta (micro-planta), não aplicável (artigos referente ao meio físico)) por nomenclatura (termo) usada para *campo rupestre* mais citada em cada artigo: *campo rupestre* (cam rup), *canga* (can), *ironstone outcrop* (iro out), *rocky outcrop* (roc out), *rupestrian grassland* (rup gra), *rocky field* (roc fie), *rupestrian field* (rup fie), outros) por grupo de organismo (animal, planta, microorganismo (micro), interação animal-planta (animal-planta), interação microorganismo-planta (micro-planta), não aplicável (nda)).

Distribuição geográfica do campo rupestre

Dos 1.116 artigos levantados, cerca de 87,46% (976 estudos) puderam ser utilizados para analisar a distribuição das áreas de *campo rupestre* (CR). Dos artigos incluídos nesta análise foram obtidas 5.064 coordenadas geográficas, das quais 4.798 (94,75%) puderam ser empregadas para o cálculo do algoritmo de Kernel. As outras continham erros de registro e caíram em lugares improváveis de ocorrer CR, como o meio do oceano. Dos vinte e seis estados brasileiros, somente 10 não abrigam nenhuma área com esse ecossistema (Fig. 4). Anteriormente, o *campo rupestre* era descrito apenas para seis estados e o levantamento atual demonstra que esse ecossistema está disperso por pelo menos mais dez estados (Fig. 4a). A interpolação de Kernel demonstrou que, apesar dessa distribuição, a grande maioria dos estudos realizados se concentram em três grandes áreas: A Serra do Espinhaço Meridional, em Minas Gerais; a região da Chapada Diamantina, na Bahia e; a Floresta Nacional de Carajás e seu entorno, no estado do Pará (Fig.4b).

Podemos observar também que o *campo rupestre* não está limitado ao bioma Cerrado. Dos 4.798 pontos incluídos em nossa análise, cerca de 35,8% ocorrem no bioma Amazônia, 29,8% no Cerrado e 19,7% na Mata Atlântica. Caatinga e Pantanal apresentaram 14,4 e 0,2% das áreas amostrais, respectivamente. O único bioma que não apresenta áreas de CR é o bioma Pampa (Fig. 5).

Para a análise da altitude das áreas de CR estudadas foram consideradas 4.371 coordenadas. A maior parte delas (cerca de 44,8%) estão posicionadas em cotas que variam entre 501 e 900 metros snm (Fig. 6). As altitudes acima de 1.200 m snm (21,9% das ocorrências) estão posicionadas predominantemente ao longo da Cadeia do Espinhaço, nos estados de Minas Gerais e Bahia. As cotas entre 901 e 1200 m (21,6%) são mais frequentes nos estados de Goiás, Minas Gerais e Bahia, enquanto no restante dos estados predominam cotas abaixo de 900 m snm (Fig. 6). A faixa altimétrica com o maior número de ocorrências é de 701 a 900 metros (27,2%).

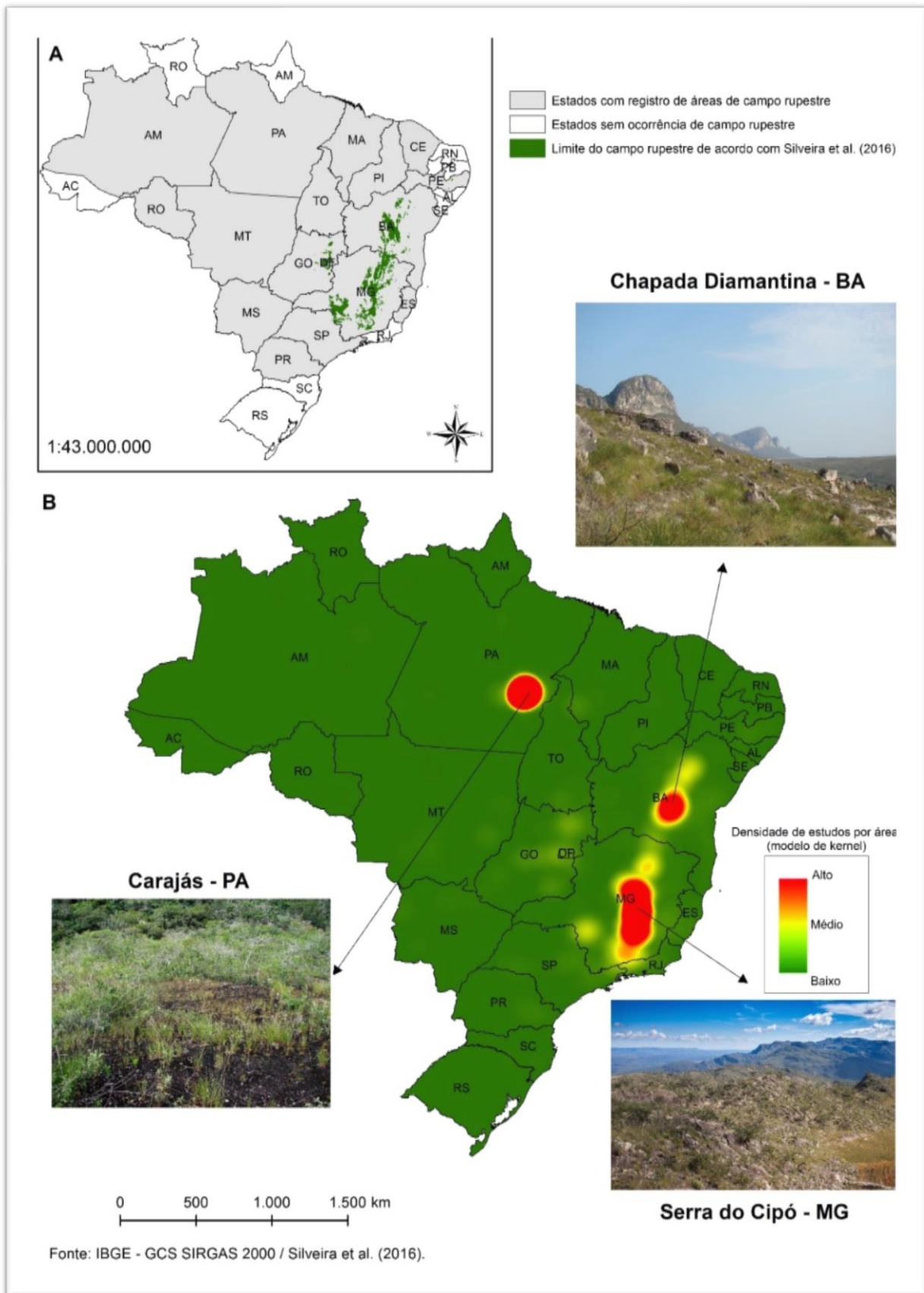


Figura 4. A) Estados que possuem áreas de *campo rupestre* (em cinza) e área originalmente descrita para o *campo rupestre* (conforme Silveira et al. 2016); B) Densidade de Kernel referente aos estudos publicados.

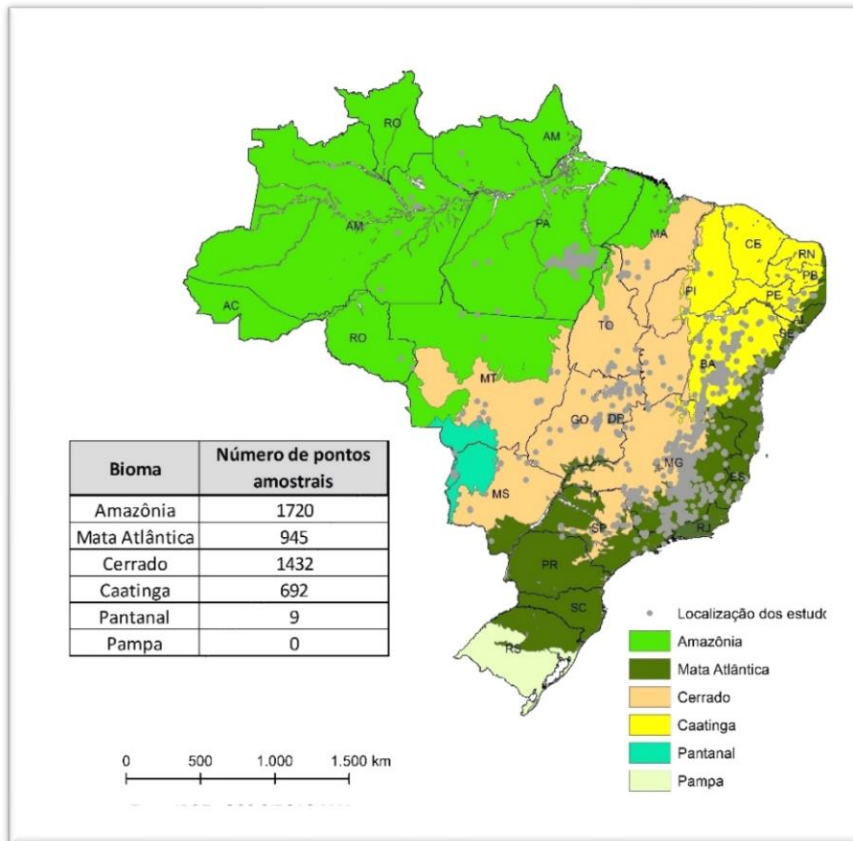


Figura 5. Distribuição dos estudos sobre *campo rupestre* nos biomas brasileiros. Os pontos correspondem às coordenadas obtidas nos estudos analisados.

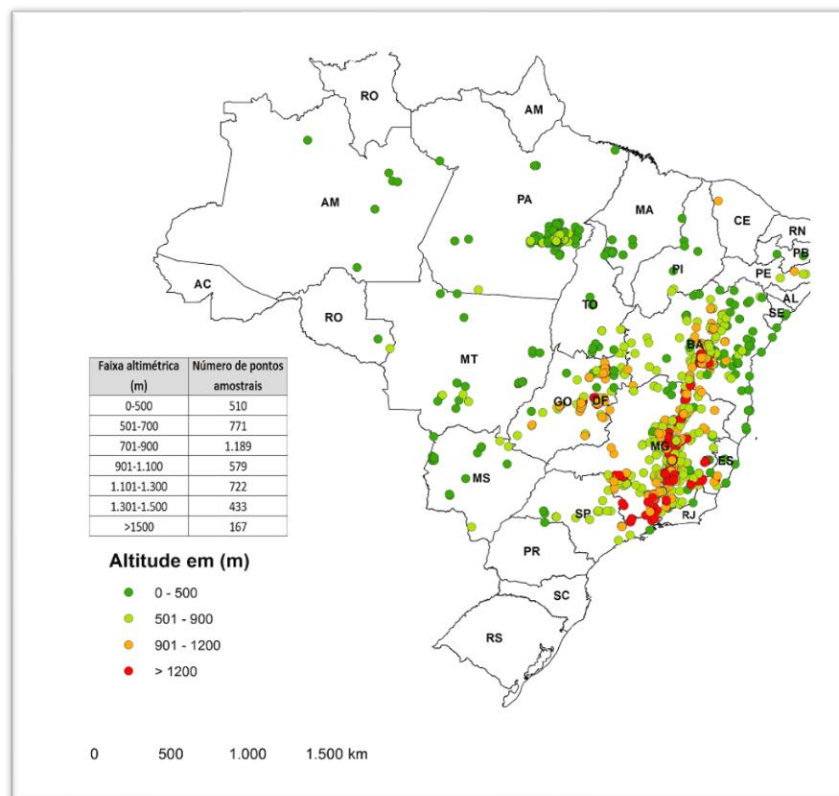


Figura 6. Faixas altimétricas dos pontos amostrais localizados nos artigos científicos analisados.

DISCUSSÃO

Historicamente, as políticas ambientais brasileiras têm negligenciado os ambientes campestres e priorizado a conservação das florestas (Overbeck et al. 2015). Isso explica, em parte, porque até o momento ainda persistem as confusões de nomenclatura, classificação e distribuição de ecossistemas não florestais, como o *campo rupestre* (CR). Nesse sentido, o levantamento sistemático do conhecimento disponível sobre o CR adquire considerável importância para identificar lacunas de conhecimento e direcionar os esforços de pesquisa.

Os estudos sobre *campo rupestre* têm aumentado significativamente nos últimos anos, dada a relevância biológica e ambiental desse ecossistema. Até 2014 haviam sido publicados apenas 559 publicações sobre o CR (Silveira et al. 2016). Em pouco mais de quatro anos esse número praticamente dobrou, tendo atingido a marca de 1.116 artigos até março de 2019. O mesmo ocorreu para os estudos sobre *campo rupestre ferruginoso* que até 2015 somavam 57 publicações (Carmo e Kamino 2015). Em cerca de três anos esse número triplicou, principalmente devido às publicações da Flora da Serra de Carajás (Viana et al. 2016).

A grande maioria das publicações analisadas possuem as plantas como organismo foco de estudo. O número de artigos relacionado à Botânica, de forma geral, é quase dez vezes maior que o registrado para a zoologia, por exemplo. Essa alta discrepância entre estudos sobre plantas e outros organismos pode ser explicada pelo fato do *campo rupestre* ser, reconhecidamente, grande centro de diversidade e endemismo vegetal (Giulietti et al. 1997, Rapini et al. 2008, Silveira et al. 2016).

O aumento do conhecimento sobre a flora do *campo rupestre* também explica o alto número de publicações que descreveram espécies novas para ciência. Fernandes et al. (2018), relatou uma média de 12 novas espécies de plantas do *campo rupestre* foram descritas por ano entre 2005 e 2014. De acordo com nossos resultados, essa média sobe para 15 espécies por ano, considerando o período 2008-2018. Esses dados, no entanto, podem estar subestimados uma vez que não fizemos uma busca específica para identificar a descrição de novas espécies.

Padronizando a Nomenclatura

O termo *rocky outcrop* é frequentemente utilizado para designar qualquer tipo de formação vegetal que contenha afloramentos rochosos, abrangendo ecossistemas diversos como *campo de altitude* (Campos et al. 2014, Campos et al. 2018, Medina et al. 2006), bioma Pampa (Ferreira et al.

2013, Ferreira et al. 2014), afloramentos calcários (Felfili et al. 2007), graníticos e inselbergs (Couto et al. 2017). Já o termo *rocky field*, além de ser usado como uma tradução de *campo rupestre* (Bernacci et al. 2014, Pugliese et al. 2009), também designa outros ambientes campestres da América do Sul (Salazar et al. 2014). A palavra *field*, no entanto, é utilizada na língua inglesa para se referir a campos cultivados e esse é um dos motivos pelo qual ela deve ser evitada. Fato semelhante ocorre com o termo *grassland*, que significa em tradução literal “pastagem”. White et al. (2000) definiram *grasslands* como “ecossistemas terrestres dominados por vegetação herbácea e arbustiva e mantidos por fogo, pastagem, seca / ou temperaturas congelantes”. Essa definição, no entanto, é muito abrangente e inclui, além de paisagens antropizadas, diversos tipos de vegetação, como savanas, pradarias e tundra. Assim, tanto as expressões *rocky field*, *rupestrian field* e *rupestrian grassland* não são apropriadas para designar um ambiente nativo com tamanha especificidade, endemismo e diversidade, como o *campo rupestre*.

Canga e *Ironstone outcrop* são termos utilizados para se referir ao *campo rupestre* com substrato ferruginoso, sendo que o último frequentemente aparece como uma alternativa de tradução do primeiro (Jacobi et al. 2007). Embora algumas publicações afirmem que o nome *canga* possa se referir ao ecossistema associado a uma crosta superficial de ferro (Skiryicz et al. 2014), essa denominação é primordialmente relacionada à geologia (Rosière e Chemale Jr. 2000). Trata-se de uma redução do termo indígena *tapanhoacanga* (*tapanhu* = escravo negro e *acanga* = osso da cabeça), utilizado por Wilhelm Ludwig von Eschwege para designar o tipo de rocha encontrado no Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais (Renger 2013). Ou seja, embora não possa ser considerada errada a expressão “vegetação sobre canga”, utilizar simplesmente a palavra *canga* para descrever a formação vegetal não é o mais adequado. Cabe destacar aqui, que uma designação diferenciada para esse ambiente é importante do ponto de vista da conservação, uma vez que esse ecossistema possui uma flora bastante diversa do *campo rupestre* quartzítico (Jacobi e Carmo 2008, Messias et al. 2012, Carmo e Jacobi 2013, Zappi et al. 2017). Portanto, entendemos que o mais correto seria adotar o termo *campo rupestre ferruginoso*.

Nossos dados sugerem que o termo *campo rupestre* é o mais indicado para denominar o mosaico de vegetação montana, gramíneo-arbustiva, com afloramentos rochosos de quartzito, arenito ou ferro, associado a campos arenosos, pedregosas e encharcados e entremeado por manchas de outros tipos de vegetação. Essa denominação já é a mais utilizada pela comunidade científica, ocorrendo em cerca de 60% dos estudos analisados e se diferencia de termos que também são utilizados para outros ecossistemas, como *rocky outcrop*. Sugerimos que o nome *campo rupestre* seja utilizado, inclusive,

em publicações na língua inglesa, em detrimento a qualquer alternativa de tradução, assim como já ocorre para outros ecossistemas análogos em outros países (Mucina 2018). O termo tem sido utilizado em artigos publicados em revistas internacionais como a *New Phytologist* (Oliveira et al. 2015, Camargo et al. 2019), *Annals of Botany* (Alcantara et al. 2018), *Frontiers in Plant Science* (Zappi et al 2017), dentre outras. A ocorrência dessa nomenclatura na literatura internacional também não é recente (Eiten 1978) e é utilizada, inclusive, em livros (Huntley e Walker 1982, Lentz 2000).

Distribuição geográfica do campo rupestre

Tradicionalmente, as publicações sobre *campo rupestre* (CR) relatavam a ocorrência desse ambiente para os estados de Minas Gerais, Bahia e Goiás, predominantemente, com ocorrências isoladas nos estados do Mato Grosso, Tocantins e Pará (Fernandes et al. 2016, Silveira et al. 2016). Nosso estudo, entretanto, demonstrou que o CR possui uma distribuição muito mais ampla e não está restrito a esses estados. Há ocorrência de *campo rupestre* também nos estados de São Paulo (Oliveira e Godoy 2007), Paraná (Michelon e Labiak 2013), Rondônia (Gainsbury e Colli 2003), Amazonas (Souza-Filho et al 2019), Mato Grosso do Sul (Takashi e Meirelles 2014), Piauí (Alves e Kolbek 2010), Espírito Santo (Valdespino et al. 2015), Maranhão (Oliveira et al. 2018) e Ceará (Fader et al. 2019). Mesmo para estados com áreas já bastante conhecidas, como Minas Gerais e Goiás, há estudos publicados que demonstram que esse ambiente pode ser mais abrangente do que o estabelecido até o momento. Mello-Silva (2018) registrou a ocorrência de *Vellozia gigantea*, espécie até então endêmica da Serra do Cipó, nas Serra da Aliança e Serra do Padre Angêlo, região de Conselheiro Pena-MG, cerca de 215 km a leste do Espinhaço. Tratam-se de áreas isoladas de *campo rupestre*, inseridas totalmente no domínio da Mata Atlântica e rodeadas por inselbergs graníticos (Mello-Silva 2018).

Uma outra mudança com relação ao entendimento tido até o momento sobre o CR diz respeito à altitude. Nos estudos mais antigos é descrita a ocorrência de *campo rupestre* apenas em altitudes superiores a 800 m (Eiten 1978, Giulietti et al. 1987) ou 900 m (Giulietti e Pirani 1987). Ribeiro e Walter (1998) citam a ocorrência de CR em altitudes superiores a 900 m e, excepcionalmente, acima de 700 m snm. Esses trabalhos, no entanto, restringiam sua área de estudo às Serras nos Estados de Minas Gerais, Bahia e Goiás, principalmente na região da Cadeia do Espinhaço. É sabido que nessa cadeia a altitude média gira em torno de 1.000 m snm (Pougy et al. 2015) e, assim, o CR ocorre em cotas mais altas. Apenas esse fato, entretanto, não é suficiente para determinar que o mesmo esteja limitado a essa altitude em outras regiões do país. A Serra de Carajás, por exemplo, está localizada em

uma faixa altitudinal entre 500 e 700 m (Viana et al. 2016) e abriga áreas de *campo rupestre ferruginoso* de altíssima diversidade vegetal (Mota et al. 2018). Oliveira et al. (2018) caracterizaram como CR uma fisionomia de Cerrado no Parque Nacional Chapada das Mesas, no Maranhão, a uma altitude máxima de 524 m snm.

Por outro lado, há registros na literatura que demonstram uma necessidade de validação. Por exemplo, Scarpelli e Horikava (2017) que descreveram a ocorrência de *canga* laterítica e afloramentos rochosos em um planalto a 250 m snm, na formação “Serra da Canga” no estado do Amapá. A publicação não faz nenhuma referência à vegetação existente na área e, por isso, ela não foi incluída no banco de dados. Nosso levantamento, no entanto, demonstrou que o CR pode ocorrer em áreas com altitudes menores que 500 metros (Takashi e Meirelles 2014, Souza-Filho et al. 2019).

Classificação do campo rupestre

A classificação da vegetação é uma ferramenta básica e extremamente útil para o manejo e a conservação ambiental (Cáceres e Wiser 2012). Não há consenso, no entanto, sobre a classificação do *campo rupestre* (Colli-Silva et al. 2019). Ribeiro e Walter (1998, 2008) se referem a ele como uma fitofisionomia do Cerrado, mesma concepção utilizada pela classificação oficial da vegetação brasileira (IBGE 2012). Essa proposta, no entanto, não encontra sustentação nos nossos dados, uma vez que o CR está disperso por quase todos os biomas brasileiros. Ab’Saber (2003) se refere ao CR como relictos ou refúgios, enquanto Mucina (2018) utiliza o termo “paisagem”. Alguns autores, no entanto, defendem a ideia de que o *campo rupestre* deva ser tratado como uma província florística distinta de outros biomas, devido a sua fisionomia particular e ao alto nível de endemismo (Eiten 1978, Prance 1994, Zappi et al. 2017, Colli-Silva et al. 2019). Essa é a proposta que mais se aproxima do que conhecemos do *campo rupestre* atualmente. Nossos dados devem mudar a forma como o CR é tratado pelas classificações tradicionais. De um ecossistema restrito e isolado a algumas serras de poucos estados do Brasil, ele deve passar a ser visto como um ecossistema com relevância continental e talvez até elevado à categoria de bioma. Estudos mais aprofundados, contudo, precisam ser desenvolvidos para avaliar a viabilidade de uma reclassificação como essa.

REFERÊNCIAS

- Ab'Sáber, A. N. (2003). *Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas* (Vol. 1). Ateliê Editorial.
- Alcantara, S., Ree, R. H., & Mello-Silva, R. (2018). Accelerated diversification and functional trait evolution in Velloziaceae reveal new insights into the origins of the campos rupestres' exceptional floristic richness. *Annals of botany*, 122(1), 165-180.
- Alves, R. J. V., Cardin, L., & Kropf, M. S. (2007). Angiosperm disjunction" Campos rupestres-restingas": a re-evaluation. *Acta Botanica Brasilica*, 21(3), 675-685.
- Alves, R. J., & Kolbek, J. (2010). Can *campo rupestre* vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera? *Plant ecology*, 207(1), 67-79.
- Alves, R., Silva, N. G., Oliveira, J. A., & Medeiros, . (2014). Circumscribing *campo rupestre*–megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2), 355-362.
- Benites, V. M., Schaefer, C. E. G., Simas, F. N., & Santos, H. G. (2007). Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Brazilian Journal of Botany*, 30(4), 569-577.
- Bernacci, L. C., Mezzonato, A. C., & Salimena, F. R. G. (2014). A new and threatened species of *Passiflora* section *Decaloba* (Passifloraceae) from Minas Gerais State, Brazil. *Systematic Botany*, 39(2), 517-522.
- BFG, Zappi, D. C., Filardi, F. L. R., Leitman, P., Souza, V. C., Walter, B. M., Pirani, J. R., ... & Forzza, R. C. (2015). Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, 66(4), 1085-1113.
- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F., Bastos, R. P., & Pinto, M. P. (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and distributions*, 12(5), 475-482.
- Cáceres, M., & Wisser, S. K. (2012). Towards consistency in vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 23(2), 387-393.
- Cai, X., Wu, Z., & Cheng, J. (2013). Using kernel density estimation to assess the spatial pattern of road density and its impact on landscape fragmentation. *International Journal of Geographical Information Science*, 27(2), 222-230.
- Camargo, M. G. G., Lunau, K., Batalha, M. A., Brings, S., de Brito, V. L. G., & Morellato, L. P. C. (2019). How flower colour signals allure bees and hummingbirds: a community-level test of the bee avoidance hypothesis. *New Phytologist*, 222(2), 1112-1122.
- Campos, N. V., Pereira, T. A., Machado, M. F., Guerra, M. B., Tolentino, G. S., Araujo, J. S., ... & Schaefer, C. E. (2014). Evaluation of micro-energy dispersive X-ray fluorescence and histochemical tests for aluminium detection in plants from High Altitude Rocky Complexes, Southeast Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86(1), 285-296.

- Campos, P. V., Villa, P. M., Nunes, J. A., Schaefer, C. E., Porembski, S., & Neri, A. V. (2018). Plant diversity and community structure of Brazilian Páramos. *Journal of Mountain Science*, 15(6), 1186-1198.
- Carmo, F. F., & Jacobi, C. M. (2013). A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: caracterização e contexto fitogeográfico. *Rodriguésia*, 64(3), 527-541.
- Carmo, F. F., & Kamino, L. H. (2015). *Geossistemas Ferruginosos do Brasil: áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais*. Belo Horizonte, Brazil, 3i Editora, 1.
- Colli-Silva, M., Vasconcelos, T. N., & Pirani, J. R. (2019). Outstanding plant endemism levels strongly support the recognition of campo rupestre provinces in mountaintops of eastern South America. *Journal of Biogeography*, 46(8), 1723-1733.
- Conceição, A. A., & Pirani, J. R. (2016). Succession on the rocky outcrop vegetation: a rupestrian grassland scheme. In *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 181-206). Springer, Cham.
- Corlett, R. T. (2016). Plant diversity in a changing world: status, trends, and conservation needs. *Plant Diversity*, 38(1), 10-16.
- Couto, D. R., Francisco, T. M., Manhães, V. C., Dias, H. M., & Pereira, M. C. A. (2017). Floristic composition of a Neotropical inselberg from Espírito Santo state, Brazil: an important area for conservation. *Check List*. 13(1): 1-12.
- Eiten, G. (1978). Delimitation of the cerrado concept. *Vegetatio*, 36(3), 169-178.
- Eiten, G. (1983). Classificação da vegetação do Brasil. In *Classificação da vegetação do Brasil*. CNPq.
- Ellenberg, H. & D. Mueller-Dombois. (1967). Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the Earth [based on a discussion draft of the UNESCO working group on vegetation classification and mapping.] *Berichte des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel, Zürich* 37 (1965-1966), 21-55.
- Fader, A. A. C., Souza, E. B., Sousa, B., Ellen, K., & Cabral, E. L. (2019). *Hexasepalum nordestinum* (Rubiaceae): A New Species from Two Disjoint and Fragmented Areas in Northeast Brazil, with a Key to the American Species of the Genus. *Systematic Botany*, 44(1), 203-209.
- Felfili, J. M., Nascimento, A. R. T., Fagg, C. W., & Meirelles, E. M. (2007). Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 30(4), 611-621.
- Fernandes, G. W. (Ed.). (2016). *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil*. Switzerland: Springer International Publishing.
- Fernandes, G. W., Barbosa, N. P. U., Alberton, B., Barbieri, A., Dirzo, R., Goulart, F., ... & Solar, R. R. C. (2018). The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. *Biodiversity and conservation*, 27(10), 2587-2603.
- Ferreira, G. E., aechter, J. L., & Chautems, A. (2014). *Sinningia ramboi* (Gesneriaceae), a New Species from South Brazil. *Systematic Botany*, 39(3), 975-979.

- Ferreira, G. E., Waechter, J. L., & Chautems, A. (2013). *Sinningia* × *vacariensis* (Gesneriaceae) from Southern Brazil, the first natural hybrid described for the genus. *Phytotaxa*, 119(1), 45-50.
- Ficetola, G. F., Canedoli, C., & Stoch, F. (2019). The Racovitza impediment and the hidden biodiversity of unexplored environments. *Conservation Biology*, 33(1), 214-216.
- Gainsbury, A. M., & Colli, G. R. (2003). Lizard Assemblages from Natural Cerrado Enclaves in Southwestern Amazonia: The Role of Stochastic Extinctions and Isolation. *Biotropica*, 35(4), 503-519.
- Ganem, R. S. (2011). *Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas*. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara.
- Giulietti, A. M., & Pirani, J. R. (1987). Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia. In *Proceedings of a workshop on Neotropical distribution patterns*. Academia Brasileira de Ciências.
- Giulietti, A. M., Menezes, N. D., Pirani, J. R., Meguro, M., & Wanderley, M. G. L. (1987). Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista das espécies. *Boletim de Botânica*, 9, 1-151.
- 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, editors. *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. WWF.
- Guerra, T. J., Carstensen, D. W., Morellato, L. P. C., Silveira, F. A., & Costa, F. V. (2016). Mutualistic interactions among free-living species in Rupestrian Grasslands. In *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 291-314). Springer, Cham.
- Heywood, V. H. (2017). Plant conservation in the Anthropocene—challenges and future prospects. *Plant diversity*, 39(6), 314-330.
- Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. (2015). Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, 523-549.
- Humphreys, A. M., Govaerts, R., Ficinski, S. Z., Lughadha, E. N., & Vorontsova, M. S. (2019). Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nature ecology & evolution*, 3, 1043–1047.
- Huntley, B. J., & Walker, B. H. (Eds.). (1982). *Ecology of tropical savannas* (Vol. 42). Springer Science & Business Media.
- IBGE (2012). *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro, (1).
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- Jacobi, C. M., & Carmo, F. D. (2008). Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Megadiversidade*, 4(1-2), 24-32.

- Jacobi, C. M., Do Carmo, F. F., Vincent, R. C., & Stehmann, J. R. (2007). Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 16(7), 2185-2200.
- Lentz, D. L. (2000). *Imperfect balance: landscape transformations in the Precolumbian Americas*. Columbia University Press.
- Magalhães, G. M. (1966). Sobre os cerrados de Minas Gerais. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 38(ssupl).
- Mammola, S., Pedro, C., Culver, D. C., Louis, D., Ferreira, R. L., Cene, F., ... & Isaia, M. (2019). Scientists' warning on the conservation of subterranean ecosystems. *Bioscience* 69(8), 641-650.
- Marques, E. Q., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Matricardi, E. A., Mews, H. A., & Colli, G. R. (2019). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 1-17.
- Martinelli, G., & Moraes, M. A. (2013). Livro vermelho da flora do Brasil.
- Medina, B. M. O., Ribeiro, K. T., & Scarano, F. R. (2006). Plant–Plant and Plant–Topography Interactions on a Rock Outcrop at High Altitude in Southeastern Brazil 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 38(1), 27-34.
- Mello-Silva, R. (2018). Land of the Giants. Remarkable botanical findings highlight a new area for conservation in Brazil. *Rodriguésia*, 69(2), 933-937.
- Messias, M. C. T. B., Leite, M. G. P., Neto, M., Alves, J. A., & Kozovits, A. R. (2012). Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. *Acta Botanica Brasilica* 26(1): 230-242.
- Michelon, C., & Labiak, P. H. (2013). Samambaias e licófitas do Parque Estadual do Guartelá, PR, Brasil. *Hoehnea*, 40(2), 191-204.
- Miola, D. T. B., Marinho, A. P., Dayrell, R. L. C., & Silveira, F. A. O. (2019). Silent loss: Misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17, 84-89.
- Morellato, L. P. C., & Silveira, F. A. (2018). Plant life in *campo rupestre*: New lessons from an ancient biodiversity hotspot. *Flora*, 238, 1-10.
- Mota, N. F. O., Watanabe, M. T. C., Zappi, D. C., Hiura, A. L., Pallos, J., Viveros, R. S., ... & Viana, P. L. (2018). Cangas da Amazônia: a vegetação única de Carajás evidenciada pela lista de fanerógamas. *Rodriguésia*, 69(3), 1435-1488 .
- Mucina, L. (2018). Vegetation of Brazilian campos rupestres on siliceous substrates and their global analogues. *Flora*, 238, 11-23.
- Neves, D. M., Dexter, K. G., Pennington, R. T., Bueno, M. L., de Miranda, P. L., & Oliveira-Filho, A. T. (2018). Lack of floristic identity in campos rupestres—A hyperdiverse mosaic of rocky montane savannas in South America. *Flora*, 238, 24-31.

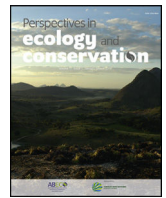
- Neves, D. M., Dexter, K. G., Pennington, R. T., Valente, A. S., Bueno, M. L., Eisenlohr, P. V., ... & Saiter, F. Z. (2017). Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. *Diversity and Distributions*, 23(8), 898-909.
- Oliveira, R. R., Oliveira, H. C., Peralta, D. F., & Conceição, G. M. (2018). Acrocarpic mosses (Bryophyta) of Chapada das Mesas National Park, Maranhão, Brazil. *CheckList*, 14(6).
- Oliveira, R. S., Galvão, H. C., de Campos, M. C., Eller, C. B., Pearse, S. J., & Lambers, H. (2015). Mineral nutrition of campos rupestres plant species on contrasting nutrient-impooverished soil types. *New Phytologist*, 205(3), 1183-1194.
- Oliveira, R.B., & Godoy, S. A. P. (2007). Composição florística dos afloramentos rochosos do Morro do Forno, Altinópolis, São Paulo. *Biota Neotropica*, 7(2).
- Overbeck, G. E., Vélez-Martin, E., Scarano, F. R., Lewinsohn, T. M., Fonseca, C. R., Meyer, S. T., ... & Ganade, G. (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, 21(12), 1455-1460.
- Pougy, N., Verdi, M., Martins, E., Loyola, R., Martinelli, G., Rapini, A., ... & Scatigna, A. V. (2015). *Plano de ação nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional*.
- Prance, G. T. (1994). The use of phytogeographic data for conservation planning. *Systematics Association Special Volume*, 50, 145-145.
- Pugliese, A., Baeta, D., & Pombal Jr, J. P. (2009). A new species of Scinax (Anura: Hylidae) from rocky montane fields in southeastern and central Brazil. *Zootaxa*, 2269, 53-64.
- Rapini, A., Ribeiro, P. L., Lambert, S., & Pirani, J. R. (2008). A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4(1-2), 16-24.
- Renger, F. E. (2013). O “Quadro Geognóstico do Brasil” de Wilhelm Ludwig von Eschwege: breves comentários à sua visão da geologia no Brasil. *Revista Geonomos*, 13(1e2).
- Ribas, R. P., Caetano, R. M., Gontijo, B. M., & de Azevedo Xavier, J. H. (2016). Afforestation in the rupestrian grasslands: the augmenting pressure of Eucalyptus. In *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 395-414). Springer, Cham.
- Ribeiro, G. V., Teixeira, A. L., Barbosa, N. P., & Silveira, F. A. (2016). Assessing bias and knowledge gaps on seed ecology research: implications for conservation agenda and policy. *Ecological applications*, 26(7), 2033-2043.
- Ribeiro, J. F & Walter, B. M. T. (2008). As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora*. v. 2. Brasília: Embrapa-Cerrados, 876p.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. In *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina, Embrapa-CPAC.
- Rizzini, C. T. (1997). *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*: segunda edição. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro, Brasil.
- Rosière, C. A., & Chemale Jr, F. (2000). Itabiritos e minérios de ferro de alto teor do Quadrilátero Ferrífero—uma visão geral e discussão. *Revista Geonomos*, 8(2).

- Salazar, J. R., Salazar, G. A., Cabrera, L. I., Jimenez-Machorro, R., & Batista, J. A. (2014). A new paludicolous species of *Malaxis* (Orchidaceae) from Argentina and Uruguay. *Phytotaxa*, 175(3), 121-132.
- Scarpelli, W., & Horikava, É. H. (2017). Gold, iron and manganese in central Amapá, Brazil. *Brazilian Journal of Geology*, 47(4), 703-721.
- Schaefer, C. E., Corrêa, G. R., Candido, H. G., Arruda, D. M., Nunes, J. A., Araujo, R. W., ... & Neri, A. V. (2016). The physical environment of rupestrian grasslands (Campos Rupestres) in Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays. In *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 15-53). Springer, Cham.
- Silveira, F. A., Negreiros, D., Barbosa, N. P., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., ... & Garcia, Q. S. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered *campo rupestre*: a neglected conservation priority. *Plant and soil*, 403(1-2), 129-152.
- Skirycz, A., Castilho, A., Chaparro, C., Carvalho, N., Tzotzos, G., & Siqueira, J. O. (2014). Canga biodiversity, a matter of mining. *Frontiers in plant science*, 5, 653.
- Souza-Filho, P. W. M., Giannini, T. C., Jaffé, R., Giulietti, A. M., Santos, D. C., Nascimento Jr, W. R., ... & Siqueira, J. O. (2019). Mapping and quantification of ferruginous outcrop savannas in the Brazilian Amazon: A challenge for biodiversity conservation. *PloS one*, 14(1), e0211095.
- Takahasi, A., & Meirelles, S. T. (2014). Ecology of herbaceous vegetation on bancadas lateríticas (cangas) in Corumbá, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Hoehnea*, 41(4), 515-528.
- Valdespino, I. A., Heringer, G., Salino, A., de Araújo Góes-Neto, L. A., & Ceballos, J. (2015). Seven new species of *Selaginella* subg. *Stachygynandrum* (Selaginellaceae) from Brazil and new synonyms for the genus. *PhytoKeys*, (50), 61.
- Vasconcelos, M. F. D. (2011). O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil?. *Brazilian Journal of Botany*, 34(2), 241-246.
- Viana, P. L., de Oliveira Mota, N. F., dos Santos Bragança Gil, A., Salino, A., Cristina Zappi, D., Mervyn Harley, R., ... & dos Santos, J. U. M. (2016). Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: história, área de estudos e metodologia. *Rodriguésia*, 67(5).
- White, R. P., Murray, S., Rohweder, M., Prince, S. D., & Thompson, K. M. (2000). *Grassland ecosystems* (p. 81). Washington, DC: World Resources Institute.
- Zappi, D. C., Moro, M. F., Meagher, T. R., & Nic Lughadha, E. (2017). Plant biodiversity drivers in Brazilian campos rupestres: insights from phylogenetic structure. *Frontiers in plant science*, 8, 2141.

CAPÍTULO 2

SILENT LOSS: MISAPPLICATION OF AN ENVIRONMENTAL LAW COMPROMISES CONSERVATION IN A BRAZILIAN BIODIVERSITY HOTSPOT.

Miola, D. T. B., Marinho, A. P., Dayrell, R. L. C., & Silveira, F. A. O. (2019). Silent loss: Misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17, 84-89.



Policy forums

Silent loss: Misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot

Deise Tatiane Bueno Miola^{a,b}, Ana Paula Marinho^b, Roberta Lima Campos Dayrell^{a,c},
Fernando Augusto Oliveira Silveira^{a,*}

^a Laboratório de Ecologia e Evolução de Plantas Tropicais, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Pres. Antônio Carlos, 6627, 30161-901 Belo Horizonte, MG, Brazil

^b Artemis Ambiental LTDA, Rua Godofredo de Oliveira, 73, 35661-010 Pará de Minas, MG, Brazil

^c School of Biological Sciences, University of Western Australia, 35 Stirling Hwy, Perth, WA 6009, Australia

ARTICLE INFO

Article history:

Received 15 December 2018

Accepted 19 April 2019

Available online 30 April 2019

Keywords:

Atlantic Forest

Campo de altitude

Campo rupestre

Environmental Policy

ABSTRACT

We examine scientific evidence underpinning the application of the Atlantic Forest Act (AFA) to licensing and compensation in *campo rupestre*, a megadiverse grassland strongly affected by mining but lacking specific legislation. We found no empirical support to the assumptions of the current legislation. First, lists of indicator species are not appropriate to indicate successional stages in *campo rupestre*. Second, the reliance on successional stages of regeneration in this ecosystem as recommended by legislation has no empirical support. Using the AFA instead of a specific policy to *campo rupestre* has led to significant area loss of this vegetation type. We conclude that inadequate legislation enforcement poses a threat to biodiversity and conservation of the *campo rupestre*. We recommend the environmental agencies to immediately stop using current legislation (CONAMA Resolution 423/2010) in environmental licensing processes and provide suggestions for the elaboration of specific legislation that addresses the peculiarities and importance of *campo rupestre*.

© 2019 Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação. Published by Elsevier Editora Ltda. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Introduction

The legal protection of the Brazilian Atlantic Forest, a biodiversity hotspot (Myers et al., 2000), is defined by the Federal Law 11,428/2006, regulated by the Decree 6660/2008. The Atlantic Forest Act (hereafter AFA) defines guidelines for the use and conservation of native vegetation of the Atlantic Forest, the only Brazilian biome protected by specific legislation. The AFA establishes that the suppression of vegetation at advanced and intermediate stages of regeneration is allowed only in cases of public utility and social interest (Araujo, 2010). In both cases, suppression is authorized after an environmental compensation proposal is issued, which consists in the protection of a like-to-like area in the same river basin. Secondary vegetation classified at initial regeneration stages is not protected by the AFA and can be deforested without compensation (Ribeiro et al., 2009).

The AFA encompasses the Atlantic Forest *sensu stricto* and associated ecosystems, including open vegetation types such as the *campo de altitude* (altitudinal grassland) and the *campo rupestre* (Scarano, 2002; Neves et al., 2017, 2018). To improve the applicability of the AFA, the Brazilian National Environment Council (CONAMA) published the Resolution 423/2010 (hereafter CR423; see Supplementary Material 1) defining the specific parameters and criteria for seral classification of *campo de altitude* vegetation, including lists of indicator plant species in each regeneration stage. Based on the principle of analogy (Kelsen, 2006), environmental agencies have been employing the CR423 for environmental licensing in *campo rupestre* areas, despite strong geological and floristic differences with the *campo de altitude* (Alves and Kolbek, 2010; Vasconcelos, 2011). There is vast literature discussing features of these two vegetation types (Scarano, 2002; Benites et al., 2007; Alves and Kolbek, 2010; Vasconcelos, 2011), and therefore we do not address this subject here.

Campo rupestre is an ancient, heterogeneous vegetation mosaic established on quartzite and ferruginous rocks in the highlands of Brazil. Despite harboring the highest levels of plant diversity and endemism in the country (Giulietti et al., 1997; Silveira et al., 2016),

* Corresponding author.

E-mail address: faosilveira@gmail.com (F.A. Silveira).

hard-policies to protect this ecosystem are inexistent. We aimed to investigate the effectiveness of the current legal protection of this environment by scrutinizing scientific evidence that underpins the application of the CR423 for *campo rupestre*. We investigated if the criteria used for *campo de altitude* is applicable for *campo rupestre* by answering the following: (1) What is the degree of similarity between the *campo de altitude* indicator species listed in CR423 and the *campo rupestre* flora? (2) Does the seral classification for *campo rupestre* fit similar assumptions as established by CR423 for *campo de altitude*? and (3) How has environmental compensation been carried out by projects legally licensed in areas of *campo rupestre* under AFA?

Materials and methods

Study system

We examined environmental licensing processes for mining activities, which have a major economic and ecological impact in this ecosystem (Fernandes et al., 2018; Sonter et al., 2014). According to the AFA application map (Brasil, 2008), *campo rupestre* in Minas Gerais occurs interspersed in the Cerrado and Atlantic Forest (Fig. 1a–c), mainly associated to the Espinhaço Range. Mineral extraction directly and strongly affects this ecosystem by completely removing the soil and vegetation, causing significant changes in the landscape by promoting the opening of accesses, urbanization and the cover of the soil explored with exotic species (Fernandes et al., 2018; Pena et al., 2017). Because of extensive impacts and public utility character, authorization of mining activities must be preceded by compensatory measures (Araujo, 2010).

Data analyses

We analyzed the floristic overlap between *campo rupestre* (5011 species; Silveira et al., 2016) and the indicator species list in CR423, used to classify successional stages in *campo de altitude*. To evaluate if the CR423 classification of successional stages for *campo de altitude* is appropriate to classify *campo rupestre*, we surveyed the literature in the Web of Science (1945–May 2018), SciELO (1997–May 2018) and Scopus (1960–May 2018) databases to review the state-of-art on ecological succession in *campo rupestre* (Supplementary Material II), and retrieved all available information on succession.

To investigate legal compensation in *campo rupestre*, we examined all environmental licensing processes of mining activities in Minas Gerais from April 2010, when CR423 came into effect, to December 2016. We analyzed technical reports issued by the Regional Superintendence for Environmental Regularization of Minas Gerais of the State Council for Environmental Policy (<http://www.meioambiente.mg.gov.br/copam/urcs>) and collected information on the process, the project and the total area required for exploration. To evaluate how the compensation for suppressed *campo rupestre* areas was carried out, we analyzed all documents of processes that authorized *campo rupestre* suppression, whenever available (<http://www.siam.mg.gov.br>). Finally, we examined the meeting guidelines and technical reports of COPAM's Biodiversity Protection Chamber (<http://www.meioambiente.mg.gov.br/copam/camaras-tematicas-do-copam>). Thirteen out of the 37 processes on compensatory areas (about 203.9 ha) were unavailable in the database even after several communication attempts (Fig. S1).

Results

Floristic similarity

Nearly 29.4% of *campo rupestre* in Minas Gerais is within the AFA application area, while most of its area is in the Cerrado biome (Fig. 1a). Only 145 (23.6%) out of the 614 species in the CR423 list of indicator species occur in *campo rupestre*. The CR423 list of indicator species contains just 2.9% of *campo rupestre* species (Fig. 1d). Only 22.2 and 24.8% of indicators species of initial and intermediate succession stages in CR423, respectively, occur in *campo rupestre* (Fig. 1e). Considering the rare and endemic species included in the list of the CR423, the floristic overlap is 12.7%.

Succession in *campo rupestre*

From all 1476 articles, 93 articles were related to the topic of interest (Supplementary Material III) but only five articles directly addressed ecological succession in *campo rupestre* (i.e., Alves and Kolbek, 2000; Conceição et al., 2007; Amaral et al., 2013, 2015; Conceição and Pirani, 2016). Three articles (Alves and Kolbek, 2000; Conceição et al., 2007; Conceição and Pirani, 2016) addressed primary succession in *campo rupestre*, whereas the others evaluated floristic, phytosociology and dynamics of colonizing vegetation in an area degraded by gold mining without delving deeper into the topic. Nonetheless, these studies aimed to define parameters for chronosequences of secondary succession in *campo rupestre*, similarly to what is defined by the CR423 for *campo de altitude*.

Environmental licensing and compensation

Despite the inadequate knowledge on ecological succession, almost half of the environmental licensing processes (46%, 620.8 ha) classified *campo rupestre* areas into some stage of secondary succession. Of these, 47% did not present any criteria for the classification. The remaining 53% provided lists of indicator species of the CR423 as a basis for sere classification. Other criteria used to support sere classification were the presence of invasive African grass species, fire incidence and the presence of garbage.

We evaluated 730 documents of environmental licensing, resulting in 225 documents that met the search criteria. The clear majority of analyzed documents mentioned indirect damage to *campo rupestre* due to their proximity to area. Only 37 processes pledged direct suppression of these environments. About 65% of these processes were between the two largest classes, defined according to their size and pollution potential.

The total *campo rupestre* area suppressed was 809.47 ha. All suppressed sites were inserted in areas protected by the AFA, and 24% of them occurred in ecological transition areas with the Cerrado biome. Nearly 19% of the processes classified areas of *campo rupestre* in the initial successional stage (78.11 ha) which require no compensation. Compensation was made based on environmental similarity (like-to-like) in 27% of the processes, corresponding to 427 ha of suppressed area and 854 ha of protected area through the implementation of private conservation units or donation of properties in conservation units of integral protection pending land regularization. In 19% of the processes, however, compensation for suppressed *campo rupestre* was made through conservation of forests (out-of-kind compensation; Fig. S1 – Supplementary Material IV).

Discussion

We found that the application of the AFA to environmental licensing in *campo rupestre* lacks a scientific basis. First, there is little overlap between the list of indicator species in CR423 and the

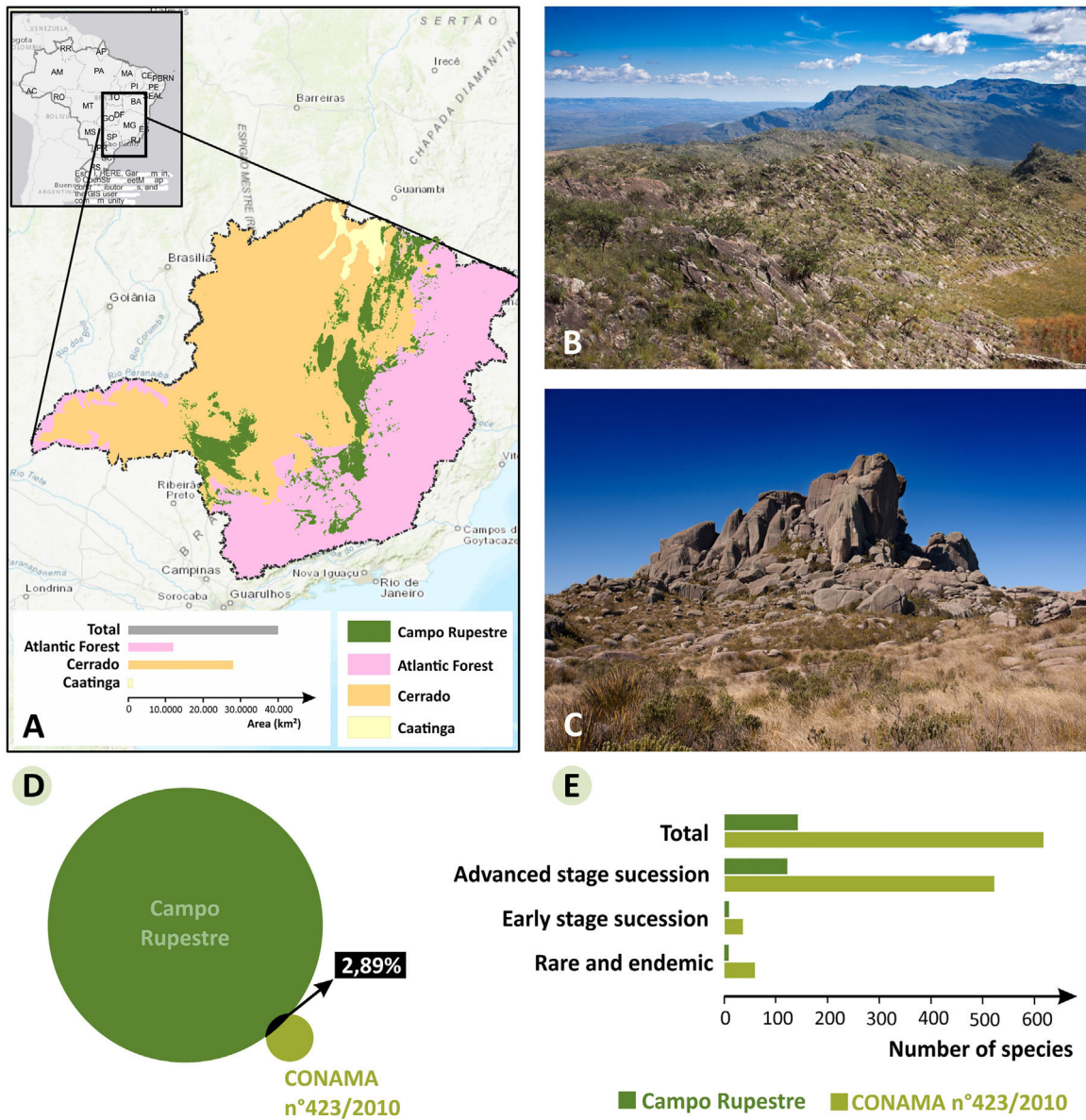


Fig. 1. A. Geographic distribution of *campo rupestre* (sensu Silveira et al., 2016) and the other biomes (IBGE 2018) in Minas Gerais; B. Typical landscape of *campo rupestre* at Serra do Cipó and *campo de altitude* (C) at the Parque Nacional do Itatiaia; D. Overlap of plant species between *campo rupestre* and the list of indicator species from the Resolution CONAMA 423/2010. Circle size refers to number of species; E. Total number of species in the Resolution CONAMA and total number of species in the Resolution and that occurs in *campo rupestre*. Photos in B and C by Augusto M. Gomes.

campo rupestre flora. Second, empirical evidence to support vegetation classification into successional stages is lacking. Therefore, the current guidelines and parameters established by legislation are inappropriate for *campo rupestre* conservation and management. We suggest that legislation misapplication in the environmental licensing process is resulting in biodiversity loss.

Indicator species in CR423 poorly represents the *campo rupestre* flora. Due to the low floristic similarity between *campo de altitude* and *campo rupestre* (Alves and Kolbek, 2010), the use of this legal instrument as a criterion for suppression and compensation in *campo rupestre* is technically impracticable. Despite its small geographic extent, *campo rupestre* is a highly heterogeneous ecosystem driven by edaphoclimatic factors (Abrahão et al., 2019). The resulting plant communities have dissimilar composition, and geographically structured endemism (Echternacht et al., 2011; Messias et al., 2011, 2012; Carmo and Jacobi, 2016; Neves et al.,

2018). Therefore, the strong species turnover among *campo rupestre* sites poses a challenging task to establish lists of indicator species (Neves et al., 2018).

The process of ecological succession established by the CR423 has proven inappropriate to guide licensing and compensation in *campo rupestre*. Our data showed that no study investigated chronosequences of secondary succession in *campo rupestre*, and this lack of scientific knowledge hampers the development of practical criteria and parameters to classify seres. In the well-known process of forest regeneration, early stages of succession are characterized by low species and functional diversity, low biomass, habitat complexity, canopy cover and high environmental stress (Chazdon, 2008). During succession, as ecosystem development occurs, the structure, function and composition of regenerating forests become more similar to pre-disturbance, old-growth forests (Guariguata and Ostertag, 2001). This textbook mode of succession

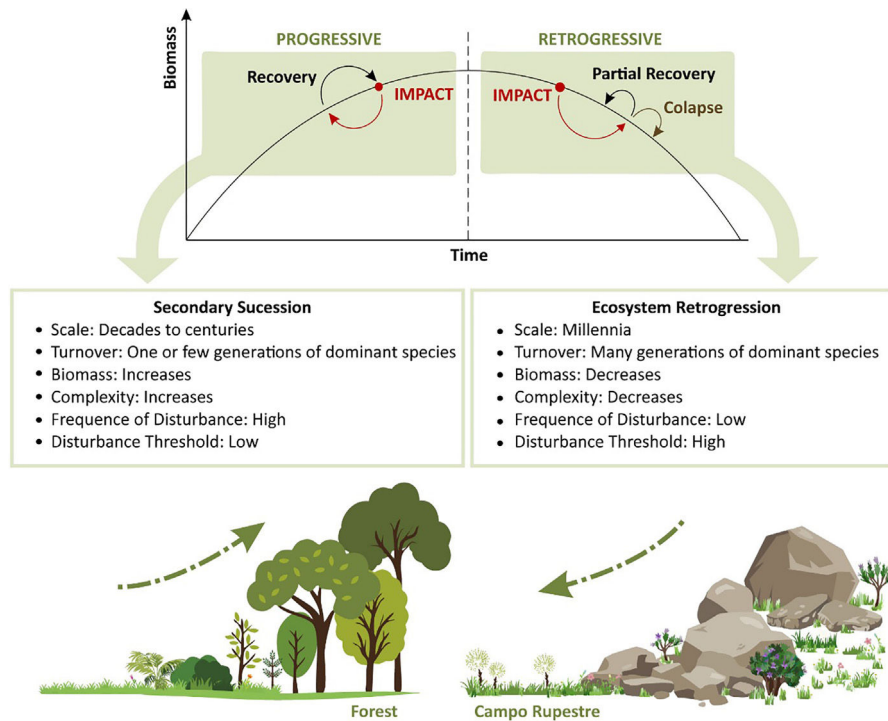


Fig. 2. Theory of ecosystem retrogression (modified from Walker and Reddell, 2007). Secondary succession is applied to forests whereas the retrogressive phase best characterize succession in *campo rupestre*. The fundamental differences in secondary and retrogressive succession are shown in the boxes above the draws, but the Y-axis depicts changes in aboveground biomass as an example to illustrate different properties between the two processes. The green arrows indicate the trajectory of succession with time.

is called progressive succession, which culminates in the phase of maximal biomass accumulation (until further disturbances or soil limitation takes place; Wardle et al., 2004; Fig. 2).

Progressive succession strongly contrasts with less-known retrogressive succession (Walker and Reddell, 2007). The retrogressive phase of succession is common in ecosystems establishing on old and extremely-impoverished soils (Walker and Reddell, 2007). Conversely to secondary succession, ecosystem retrogression is characterized by a decline in soil nutrient availability, reduction in biomass and plant productivity, and increasing predominance of slow-growth and stress-tolerant species (Gaxiola et al., 2010; Coomes et al., 2013). Differently from the progressive succession, retrogression is a phenomenon that occurs on a scale of (tens or hundreds of) millennia (Walker and Reddell, 2007; Peltzer et al., 2010; Fig. 2). Anthropogenic disturbances including soil removal, nutrient inputs or changing fire regimes do not take ecosystems in the retrogressive phase to an earlier stage that tends to recover toward the previous state (such as occurs in the progressive succession). Instead, these processes accelerate the retrogression leading to ecosystems with lower biomass and complexity, further reducing resilience (Walker and Reddell, 2007; Peltzer et al., 2010). Ecosystems in the retrogressive phase do not seem to recover to their previous states not even with the help of restoration efforts (Peltzer et al., 2010). In addition, there is theoretical and empirical evidence on the low resilience and the lack of regeneration in *campo rupestre* following degradation (Buisson et al., 2019; Le Stradic et al., 2018), as expected for an ecosystem in retrogression.

The model of retrogressive succession applies to *campo rupestre* (Abrahão et al., 2019), and therefore, the application of successional stages in AFA is inappropriate to license projects in *campo rupestre* areas. Nevertheless, almost half of the environmental licensing processes analyzed classified *campo rupestre* areas in some stage, despite the lack of scientific criteria underpinning such classification. Unfortunately, the criteria used to define the successional stage were predominantly that related to the degree of human

impact in the area, which has no strict relation to ecological succession (Prach and Walker, 2019).

Finally, all licensing processes that requested permission to suppress *campo rupestre* areas were located within the limits of the Atlantic Forest. Hence, the environmental agencies required environmental compensation as recommended by AFA. Although the data referring to 35% of the compensation proposals were unavailable, our results show that extensive *campo rupestre* areas were legally lost by mining through out-of-kind, rather than a like-to-like compensation (Sonter et al., 2014). In view of the impossibility to recover *campo rupestre* areas (Le Stradic et al., 2018), the like-to-like compensation becomes important strategy to conciliate exploration and conservation.

Given the silent biodiversity loss in areas with irreplaceable ecosystem services (e.g. water supply, Rodrigues et al., 2019), we suggest the formulation of specific legislation to improve environmental licensing in *campo rupestre* is needed to reconcile natural resource exploration and conservation (Box 1). We acknowledge that, in the absence of specific legislation, the use of the AFA in project licensing is better than no regulation at all (see Vasconcelos, 2014). However, laws inappropriate to meet the need for conservation and sustainability should be adjusted (Howes et al., 2017; Singh et al., 2018). We argue for a broad, comprehensive, evidence-based discussion in order to produce sound legislation that will recognize the need for sustainable use of natural resources in *campo rupestre*. Such initiative will bridge the gap between science and practice, and will likely advance our ability to prioritize areas for exploration and better target sites for conservation of biodiversity and ecosystem services, benefiting society, people and nature.

Declarations of interest

None.

Box 1: Recommendations for the *campo rupestre* conservation

The *campo rupestre* has not received a legal treatment consistent with scientific evidence, despite its unique biodiversity and endemism. We propose that the regulatory environmental agencies should adopt the following:

- Stop applying the CONAMA Resolution 423/2010 to the *campo rupestre* sites due to low ecological similarity between *campo rupestre* and *campo de altitude*;
- Stop relying on concepts of ecological succession and definitions of successional seres to classify *campo rupestre* sites targets of licensing;
- Compensate *campo rupestre* areas by establishing protected areas with high floristic similarity;
- Discuss and create a specific legislation for *campo rupestre*, with the engagement of all stakeholders, society, academics and mining companies;
- Require immediate detailed floristic studies in all environmental licensing processes that affect areas of *campo rupestre*, until a specific law is created.

Acknowledgments

We thank the C.M. Jacobi, F.F. Carmo and M.C.T.B. Messias, A.L. Teixeira and Y. Oki for reviewing earlier versions of the manuscript, A.G.S. Diniz and C.M.G. Morais for help in preparing the figures. J.P. Metzger provided important feedback. We also thank the contributions by B. Ranieri and other two anonymous reviewers. F.A.O.S. is supported by FAPEMIG and CNPq. R.L.C.D. received scholarships from CAPES and for international research fees at UWA. We thank CAPES for financial support.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at [doi:10.1016/j.pecon.2019.04.001](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.04.001).

References

- Abrahão, A., Costa, P.B., Lambers, H., Andrade, S.A.L., Sawaya, A.C.H.F., Ryan, M.H., Oliveira, R.S., 2019. Soil types filter for plants with matching nutrient-acquisition and -use traits in hyperdiverse and severely nutrient-impooverished campos rupestres and cerrado in Central Brazil. *J. Ecol.* 107, 1302–1316ab. [http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.13111](https://doi.org/10.1111/1365-2745.13111).
- Alves, R.J., Kolbek, J., 2000. Primary succession on quartzite cliffs in Minas Gerais, Brazil. *Biologia (Bratisl.)* 55, 69–84.
- Alves, R.J., Kolbek, J., 2010. Can *campo rupestre* vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera? *Plant Ecol.* 207, 67–79. [http://dx.doi.org/10.1007/s11258-009-9654-8](https://doi.org/10.1007/s11258-009-9654-8).
- Amaral, C.S., Amaral, W.G., Pereira, I.M., Oliveira, P.A., Machado, V.D.M., 2015. Floristic-structural comparison of adults and regenerating strata in a mined area of *campo rupestre*, Diamantina, MG. *Cerne* 21, 183–190. [http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521021405](https://doi.org/10.1590/01047760201521021405).
- Amaral, W.G., Pereira, I.M., Amaral, C.S., Machado, E.L.M., Rabelo, L.D.O., 2013. Dynamics of the shrub and tree vegetation colonizing an area degraded by gold mined in Diamantina Minas Gerais state. *Cienc. Florest.* 23, 713–725. [http://dx.doi.org/10.5902/1980509812355](https://doi.org/10.5902/1980509812355).
- Araujo, S.M.V.G., 2010. Origem e principais elementos da legislação de proteção à biodiversidade no Brasil. In: Ganem, R.S. (org.), *Conservação da Biodiversidade Legislação e Políticas Públicas*, Edições Câmara, Brasília, Brasília, pp. 178–222.
- Benites, V.M., Schaefer, C.E.G., Simas, F.N., Santos, H.G., 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Rev. Bras. Bot.* 30, 569–577. [http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400003](https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000400003).
- Brasil, 2008. Decreto n° 6660, de 21 de novembro de 2008. Diário Oficial da República Federativa do Brasil n° 228, de 24/11/2008, pp. 1–5. Available from: <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=24/11/2008&jornal=1&pagina=1&totalArquivos=96> (Accessed 9 December 2018).
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F.A.O., Durigan, G., Overbeck, G.E., Fidelis, A., Fernandes, G.W., et al., 2019. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biol. Rev.* 94, 590–609. [http://dx.doi.org/10.1111/brv.12470](https://doi.org/10.1111/brv.12470).
- Carmo, F.F., Jacobi, C.M., 2016. Diversity and plant trait-soil relationships among rock outcrops in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant Soil.* 403, 7–20. [http://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2735-7](https://doi.org/10.1007/s11104-015-2735-7).
- Chazdon, R.L., 2008. Chance and determinism in tropical forest succession. In: Carson, W.P., Schnitzer, S.A. (Eds.), *Tropical Forest Community Ecology*. Wiley-Blackwell, pp. 384–408.
- CONAMA, 2010. Resolução n° 423 de 12 de abril de 2010. Diário Oficial da República Federativa do Brasil n° 69, de 13/04/2010, pp. 55–57. Available from: <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=13/04/2010&jornal=1&pagina=55&totalArquivos=80> (Accessed 9 December 2018).
- Conceição, A.A., Giuliatti, A.M., Meirelles, S.T., 2007. Islands of vegetation on quartzite-sandstone outcrops, Pai Inácio Mountain, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. *Acta Bot. Bras.* 21, 335–347. [http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000200008](https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000200008).
- Conceição, A.A., Pirani, J.R., 2016. Succession on the rocky outcrop vegetation: a rupestrian grassland scheme. In: Fernandes, G.W. (Ed.), *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil*. Springer, Cham, pp. 181–206. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_9).
- Coomes, D.A., Bentley, W.A., Tanentzap, A.J., Burrows, L.E., 2013. Soil drainage and phosphorus depletion contribute to retrogressive succession along a New Zealand chronosequence. *Plant Soil.* 367, 77–91. [http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1649-5](https://doi.org/10.1007/s11104-013-1649-5).
- Echternacht, L., Trovó, M., Oliveira, C.T., Pirani, J.R., 2011. Areas of endemism in the Espinhaço range in Minas Gerais, Brazil. *Flora* 206, 782–791. [http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2011.04.003](https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.04.003).
- Fernandes, G.W., Barbosa, N.P.U., Albetton, B., Barbieri, A., Dirzo, R., Goulart, F., et al., 2018. The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. *Biodivers. Conserv.* 27, 2587–2603. [http://dx.doi.org/10.1007/s10531-018-1556-4](https://doi.org/10.1007/s10531-018-1556-4).
- Gaxiola, A., McNeill, S.M., Coomes, D.A., 2010. What drives retrogressive succession? Plant strategies to tolerate infertile and poorly drained soils. *Funct. Ecol.* 24, 714–722. [http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01688.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01688.x).
- Giuliatti, A.M., Pirani, J.R., Harley, R.M., 1997. *Espinhaço range region, Eastern Brazil*. In: Davis, S.D., Heywood, V.H., Herrera-MacBryde, O., Villa-Lobos, J., Hamilton, A.C. (Eds.), *Centres of Plant Diversity. A Guide and Strategy for Their Conservation*, 3. IUCN Publications Unit, Cambridge, UK.
- Guariguata, M.R., Ostertag, R., 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *For. Ecol. Manage.* 148, 185–206.
- Howes, M., Wortley, L., Potts, R., Dedekorkut-Howes, A., Serrao-Neumann, S., Davidson, J., et al., 2017. Environmental sustainability: a case of policy implementation failure? *Sustainability* 9 (165). [http://dx.doi.org/10.3390/su9020165](https://doi.org/10.3390/su9020165).
- Kelsen, H., 2006. *Teoria pura do direito*. Martins Fontes, São Paulo.
- Le Stradic, S., Fernandes, G.W., Buisson, E., 2018. No recovery of *campo rupestre* grasslands after gravel extraction: implications for conservation and restoration. *Restoration Ecol.* 26, S151–S159. [http://dx.doi.org/10.1111/rec.12713](https://doi.org/10.1111/rec.12713).
- Messias, M.C.T.B., Leite, M.G.P., Meira-Neto, J.A.A., Kozovits, A.R., 2011. Life-form spectra of quartzite and itabirite rocky outcrop sites, Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotrop.* 11, 255–268. [http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000200026](https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000200026).
- Messias, M.C.T.B., Leite, M.G.P., Meira-Neto, J.A.A., Kozovits, A.R., 2012. Phytosociology of quartzitic and ferruginous rocky outcrop areas in the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. *Acta Bot. Bras.* 26, 230–242. [http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100022](https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000100022).
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. [http://dx.doi.org/10.1038/35002501](https://doi.org/10.1038/35002501).
- Neves, D.M., Dexter, K.G., Pennington, R.T., Bueno, M.L., Miranda, P.L.S., Oliveira-Filho, A.T., 2018. Lack of floristic identity in campos rupestres—a hyperdiverse mosaic of rocky montane savannas in South America. *Flora* 238, 24–31. [http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.011](https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.011).
- Neves, D.M., Dexter, K.G., Pennington, R.T., Valente, A.S., Bueno, M.L., Eisenlohr, P.V., et al., 2017. Dissecting a biodiversity hotspot: the importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. *Divers. Distrib.* 23, 898–909. [http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12581](https://doi.org/10.1111/ddi.12581).
- Peltzer, D.A., Wardle, D.A., Allison, V.J., Baisden, W.T., Bardgett, R.D., Chadwick, O.A., et al., 2010. Understanding ecosystem retrogression. *Ecol. Monogr.* 80, 509–529. [http://dx.doi.org/10.1890/09-1552.1](https://doi.org/10.1890/09-1552.1).
- Pena, J.C.C., Goulart, F., Fernandes, G.W., Hoffmann, D., Leite, F.S., Santos, N.B., et al., 2017. Impacts of mining activities on the potential geographic distribution of eastern Brazil mountaintop endemic species. *Perspect. Ecol. Conserv.* 15, 172–178. [http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.005](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.005).
- Prach, K., Walker, L.R., 2019. Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *J. Ecol.* 107, 510–516. [http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.13078](https://doi.org/10.1111/1365-2745.13078).
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. [http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021).

- Rodrigues, E.L., Jacobi, C.M., Figueira, J.E.C., 2019. Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: a simulation approach. *Sci. Total Environ.* 651, 1261–1271, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.289>.
- Scarano, F.R., 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Ann. Bot.* 90, 517–524, <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcf189>.
- Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Barbosa, N.P., Buisson, E., Carmo, F.F., Carstensen, D.W., et al., 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered *campo rupestre*: a neglected conservation priority. *Plant Soil.* 403, 129–152, <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>.
- Singh, G., Lerner, J., Mach, M., Murray, C.C., Ranieri, B., St-Laurent, G.P., Wong, J., et al., 2018. Scientific shortcomings in environmental impact statements internationally. *PeerJ*, <http://dx.doi.org/10.7287/peerj.preprints.27409v1>.
- Sonter, L.J., Barrett, D.J., Soares-Filho, B.S., 2014. Offsetting the impacts of mining to achieve no net loss of native vegetation. *Conserv. Biol.* 28, 1068–1076, <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12260>.
- Vasconcelos, M.F.D., 2011. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? *Rev. Bras. Bot.* 34, 241–246, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042011000200012>.
- Vasconcelos, V.V., 2014. Campos de altitude, campos rupestres e aplicação da lei da Mata Atlântica: estudo prospectivo para o estado de Minas Gerais. *Bol. Geogr.* 32, 110–133.
- Walker, J., Reddell, P., 2007. *Retrogressive succession and restoration on old landscapes*. In: Walker, L.R., Walker, J., Hobbs, R.J. (Eds.), *Linking Restoration and Ecological Succession*. Springer, New York, pp. 69–89.
- Wardle, D.A., Walker, L.R., Bardgett, R.D., 2004. Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. *Science* 305, 509–513, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1098778>.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Silent loss: misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot

Deise Tatiane Bueno Miola, Ana Paula Marinho, Roberta Lima Campos Dayrell

Fernando Augusto Oliveira Silveira

The supplementary material includes:

- I. Glossary of technical terms
- II. Keywords used in literature search for ecological succession in *campo rupestre*
- III. References of ecological succession examined in this study
- IV. Figure S1. Compensation method applied to areas of *campo rupestre* suppressed after environmental licensing. The number in front of the bar refers to the number of processes analyzed.
- V. A copy of the full article in Portuguese.

I. Glossary of technical terms

- **Environmental Compensation** – An instrument of public policy that looks for providing the incorporation of the social and environmental costs of the degradation generated by companies and enterprises that affect the environment. In Brazil there are three main forms of environmental compensation: 1) Pecuniary (allocation of financial resources to the environmental agency); 2) Recovery (rehabilitation of a degraded area, usually with the planting of native species) and; 3) Creation of protected areas. In this last case, the person interested in suppressing a given area donates an equivalent area to the public authority or creates a private conservation unit (see RPPN). The compensation required by the Atlantic Forest Act is of this third type.
- **Environmental License** – An authorization issued by the competent public agency that establishes the environmental control conditions, restrictions, and measures that must be complied by the entrepreneur (individual or legal entity) to locate, install, expand, and operate activities or undertakings that use or negatively affect the natural resources. In Brazil, three types of environmental license are required depending on the stage of the project and/or activity: Preliminary license, installation license, and operating license.
- **Environmental licensing** - Environmental licensing in Brazil is an administrative procedure consisting of a series of acts aimed at obtaining the environmental license. It is an instrument used for the purpose of exercising prior control and monitoring activities that use or otherwise affect natural resources. It was established by the National Environmental Policy and is the responsibility of the Executive across the three sphere (municipalities, states and federation), depending on the characteristics and location of the activity to be licensed.

- **Environmental Similarity** – Refers to the similarity of vegetation considering not only floristic aspects but also structural and landscape issues. The law nº 11.428/2006 (Atlantic Forest Act) determines that environmental compensation by the creation of protected areas should be established under the principle of environmental similarity.
- **Indicator species of CONAMA 423/2010** – Species in an area that indicates a stage of secondary succession or preservation condition of a given environment
- **Public utility:** Activities of national security and health protection and essential infrastructure works of national interest for services of public transport, sanitation, and energy declared by the federal or state public authorities. Mining activities are of public utility in Brazil.
- **SIAM** – Integrated Environmental Information System. It is an online system for the dissemination of environmental information maintained by the state environmental agency.
- **Social interest:** Essential activities to protect the integrity of native vegetation, such as: 1. prevention, fire fight and control, erosion control, eradication of invasive species and protection of plantations with native species, according to the resolution of the National Council of Environment - CONAMA; 2. Activities of sustainable agroforestry management practiced on small family farms or property that do not exhaust the vegetation cover and do not affect environmental function of the area; 3. other works, plans, activities or projects defined in the CONAMA resolution.
- **Suppression** – Full withdrawal of native vegetation from an established area
- **Technical opinion (report)** – A report elaborated by analysts of the SUPRAMs and sent for analysis of COPAM (URCs). At the time of the research, this was how the licensing in Minas Gerais operated. The environmental agency analyzed the process and issued an opinion that went to trial in the URC, which decided whether to approve the license application.

Environmental Organs/ Body/ Agencies:

- **CONAMA** – National Environment Council - The advisory and deliberative governmental body created by the National Environment Policy (PNMA). Its attributions are to establish the norms and criteria for the licensing of effective or potentially polluting activities, to define standards of pollution control, and norms and recommendations to meet the objectives of the National Environmental Policy (<http://www2.mma.gov.br/port/conama>).

Public policy/Laws:

- **Atlantic Forest Act** - This refers to Federal Law No. 11,428, dated December 22th, 2006, regulated by Decree No. 6,660, dated November 21th, 2008, which establishes rules for the use and protection of native vegetation of the Atlantic Forest Biome. The area of coverage of this law is defined by the map of the Brazilian Institute of Geography and Statistics and contemplates an original configuration of the following native forest formations and associated ecosystems: Dense Ombrophilous Forest; Mixed Ombrophilous Forest, also called Araucaria Forest; Open Ombrophilous Forest; Seasonal Semideciduous Forest; Deciduous Seasonal Forest; *campo de altitude*; areas of pioneer formations, known as mangroves, restingas, saline grasslands and alluvial areas; vegetation refuges; areas of ecological tension; inland breams and forest entanglements, represented by disjunctions of Dense Ombrophylous Forest, Open Ombrophyllous Forest, Semideciduous Seasonal Forest and Deciduous Seasonal Forest; areas of steppe, savannah and savanna-esthetics; and vegetation native to the coastal and oceanic islands.
- **CONAMA Resolution 423/2010** - Federal regulation drawn up by CONAMA and defining the basic parameters for identification and analysis of primary vegetation and successional

stages of secondary vegetation in the *campo de altitude* associated or covered by the Atlantic Forest.

II. Keywords used in literature search for ecological succession in *campo rupestre*

We searched for a combination between terms for *campo rupestre* (*campo rupestre*, campos rupestres, canga, cangas, rock field, rock fields, rupestrian field, rupestrian fields, rupestrian grassland, rupestrian grasslands, rock outcrop, rock outcrops, ironstone outcrop, ironstone outcrops) and ecological succession (succession, successional, sucessão, sucessional).

III. References of ecological succession used in this study (93 articles)

- Adams, C.R., Wiese, C., Lee, L.C., 2015. Native recolonization following control of invasive *Ruellia simplex* in a cypress floodplain forest. *Appl Veg Sci* 18, 694-704. <https://doi.org/10.1111/avsc.12187>
- Albert, Á.J., Kelemen, A., Valkó, O., Migléc, T., Csecserits, A., Rédei, T., Deák, B., Tóthmérész, B., Török, P., 2014. Secondary succession in sandy old-fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Appl Veg Sci* 17, 214-224. <https://doi.org/10.1111/avsc.12068>
- Albrecht, M.A., Becknell, R.E., Long, Q. 2016. Habitat change in insular grasslands: woody encroachment alters the population dynamics of a rare ecotonal plant. *Biol Conserv* 196, 93-102. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.032>
- Alday, J.G., Santana, V.M., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2014. Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecol Eng.* 73, 691-698. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.079>

- Alho, C.J.R., Schneider, M., Vasconcellos, L.A., 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Braz J Biol* 62, 375-385.
- Allegrezza, M., Corti, G., Cocco, S., Pesaresi, S., Chirico, G.B., Saracino, A., Bonanomi, G., 2016. Microclimate buffering and fertility island formation during *Juniperus communis* ontogenesis modulate competition–facilitation balance. *J Veg Sci* 27, 616-627. <https://doi.org/10.1111/jvs.12386>
- Alves, R., Silva, N.G., Oliveira, J.A., Medeiros, D., 2014. Circumscribing *campo rupestre*–megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Braz J Biol.* 74, 355-362. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.23212>
- Alves, R.J., Kolbek, J., 2000. Primary succession on quartzite cliffs in Minas Gerais, Brazil. *Biologia-Bratislava* 55, 69-84.
- Alves, R.J., Kolbek, J., 2010. Can *campo rupestre* vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera? *Plant Ecol.* 207, 67-79. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9654-8>
- Amaral, A.G., Munhoz, C.B.R., Eugênio, C.U.O., Felfili, J.M., 2013. Vascular flora in dry-shrub and wet grassland Cerrado seven years after a fire, Federal District, Brazil. *Check List* 9, 487-503.
- Amaral, C.S., Amaral, W.G., Pereira, I.M., Oliveira, P.A., Machado, V.D.M., 2015. Floristic-structural comparison of adults and regenerating strata in a mined area of *campo rupestre*, Diamantina, MG. *Cerne* 21, 183-190. <https://doi.org/10.1590/01047760201521021405>
- Amaral, W.G., Pereira, I.M., Amaral, C.S., Machado, E.L.M., Rabelo, L.D.O., 2013. Dynamics of the shrub and tree vegetation colonizing an area degraded by gold mined in Diamantina, Minas Gerais state. *Cienc Florest.* 23, 713-725. <https://doi.org/10.5902/1980509812355>

- Amaral, W.G., Pereira, I.M., Machado, E.L.M., Oliveira, P.A., Dias, L.G., Mucida, D.P., Amaral, C.S., 2013. Relação das espécies colonizadoras com as características do substrato em áreas degradadas na Serra do Espinhaço Meridional. *Biosci J* 29, 1696-1707.
- Anjos, D.V., Campos, R.B.F., Ribeiro, S.P., 2015. Temporal turnover of species maintains ant diversity but transforms species assemblage recovering from fire disturbance. *Sociobiology* 62, 389-395.
- Araújo, F.D., Tng, D.Y., Apgaua, D.M., Coelho, P.A., Pereira, D.G., Santos, R.M., 2017. Post-fire plant regeneration across a closed forest-savanna vegetation transition. *Forest Ecol Manag* 400, 77-84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.058>
- Araújo, F.P., Sazima, M., Oliveira, P.E., 2013. The assembly of plants used as nectar sources by hummingbirds in a Cerrado area of Central Brazil. *Plant Syst Evol.* 299, 1119–1133. <https://doi.org/1119-1133>. 10.1007/s00606-013-0783-0
- Ataíde, E.S., Castro, P.D.T.A., Fernandes, G.W., 2011. Floristic and characterization of the rupestrian ferruginous field area in the Alegria Complex Mining, Serra de Antônio Pereira, Ouro Preto, Minas Gerais, Brazil. *Rev Árvore* 35, 1265-1275. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000700013>
- Bąba, W., Błońska, A., Kompała-Bąba, A., Małkowski, Ł., Ziemer, B., Sierka, E., et al., 2016. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) root colonization dynamics of *Molinia caerulea* (L.) Moench. in grasslands and post-industrial sites. *Ecol Eng* 95, 817-827. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.013>
- Bai, Z., Gao, Y., Xing, F., Sun, S., Jiao, D., Wei, X., Mu, C., 2015. Responses of two contrasting saline-alkaline grassland communities to nitrogen addition during early secondary succession. *J Veg Sci* 26, 686-696. <https://doi.org/10.1111/jvs.12282>

- Ball, A., Sanchez-Azofeifa, A., Portillo-Quintero, C., Rivard, B., Castro-Contreras, S., Fernandes, G.W., 2015. Patterns of leaf biochemical and structural properties of Cerrado life forms: Implications for remote sensing. *Plos One* 10, e0117659. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117659>
- Baoyin, T., Li, F.Y., Minggagud, H., Bao, Q., Zhong, Y., 2015. Mowing succession of species composition is determined by plant growth forms, not photosynthetic pathways in *Leymus chinensis* grassland of Inner Mongolia. *Landscape Ecol* 30, 1795-1803.
- Barbosa, B.C., Fagundes, R., Silva, L.F., Tofoli, J.F.V., Santos, A.M., Imai, B.Y.P., Ribeiro, S.P., 2015. Evidences that human disturbance simplify the ant fauna associated a *Stachytarpheta glabra* Cham (Verbenaceae) compromising the benefits of ant-plant mutualism. *Braz J Biol* 75, 58-68.
- Bartha, S., Szentes, S., Horváth, A., Házi, J., Zimmermann, Z., Molnár, C., Dancza, I., et al., 2014. Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Appl Veg Sci* 17, 201-213. <https://doi.org/10.1111/avsc.12066>
- Bernards, S.J., Morris, L.R., 2017. Comparisons of canyon grassland vegetation and seed banks along an early successional gradient. *Northwest Sci* 91, 27-40. <https://doi.org/10.3955/046.091.0105>
- Bernards, S.J., Morris, L.R., 2017. Influence of topography on long-term successional trajectories in canyon grasslands. *Appl Veg Sci* 20, 236-246. <https://doi.org/10.1111/avsc.12272>
- Beyhaut, E., Larson, D.L., Allan, D.L., Graham, P.H., 2014. Legumes in prairie restoration: evidence for wide cross-nodulation and improved inoculant delivery. *Plant Soil* 377, 245-258.
- Boecker, D., Centeri, C., Welp, G., Mösel, B.M., 2015. Parallels of secondary grassland succession and soil regeneration in a chronosequence of central-Hungarian old fields. *Folia Geobot* 50, 91-106. <https://doi.org/10.1007/s12224-015-9210-3>

- Borer, E.T., Seabloom, E.W., Mitchell, C.E., Cronin, J.P., 2014. Multiple nutrients and herbivores interact to govern diversity, productivity, composition, and infection in a successional grassland. *Oikos* 123, 214-224. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00680.x>
- Brinkert, A., Hölzel, N., Sidorova, T.V., Kamp, J., 2016. Spontaneous steppe restoration on abandoned cropland in Kazakhstan: grazing affects successional pathways. *Biodiversity Conserv.* 25, 2543-2561.
- Capers, R.S., Taylor, D.W., 2014. Slow recovery in a Mount Washington, New Hampshire, alpine plant community four years after disturbance. *Rhodora* 116, 1-24. <https://doi.org/10.3119/13-01>
- Cartwright, J., Dzantor, E.K., Momen, B., 2016. Soil microbial community profiles and functional diversity in limestone cedar glades. *Catena* 147, 216-224. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.010>
- Coelho, M.S., Carlos, P.P., Pinto, V.D., Meireles, A., Negreiros, D., Morellato, L.P.C., Fernandes, G.W., 2018. Connection between tree functional traits and environmental parameters in an archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands. *Flora* 238, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.04.003>
- Coelho, M.S., Neves, F.D.S., Perillo, L.N., Morellato, L.P.C., Fernandes, G.W., 2018. Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. *Flora* 238, 244-249. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.013>
- Conceição, A.A., Funch, L.S., Pirani, J.R., 2007. Reproductive phenology, pollination and seed dispersal syndromes on sandstone outcrop vegetation in the "Chapada Diamantina", northeastern Brazil: population and community analyses. *Braz. J. Bot.* 30, 475-485.
- Conceição, A.A., Giuletta, A.M., Meirelles, S.T., 2007. Islands of vegetation on quartzite-sandstone outcrops, Pai Inácio Mountain, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. *Acta Bot Bras.* 21, 335-347.

- Conceição, A.A., Pirani, J.R., 2016. Succession on the rocky outcrop vegetation: a rupestrian grassland scheme. In *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 181-206). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_9
- Conceição, A.A., Pirani, J.R., Meirelles, S.T., 2007. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of “Chapada Diamantina”, Northeast Brazil. *Braz. J. Bot.* 30, 641-656. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400009>
- Einloft, R., Ruiz, H.A., da Costa, L.M., Schaefer, C.E.G.R., Griffith, J.J., da Silva Junior, W.M., Ribeiro, R.P., 2013. Monitoramento em longo prazo da contenção vegetativa em talude rodoviário de saprolito de gnaiss em Minas Gerais. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 37, 260-270. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000100027>
- Eiten, G., 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot Rev* 38, 201-341.
- Fernandes, G.W., Toma, T.S.P., Angrisano, P., Overbeck, G., 2016. Challenges in the restoration of quartzitic and ironstone rupestrian grasslands. In *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 449-477). Springer, Cham. [10.1007/978-3-319-29808-5_19](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_19)
- Figueira, J.E.C., Ribeiro, K.T., Ribeiro, M.C., Jacobi, C.M., França, H., Neves, A.C.O. et al., 2016. Fire in rupestrian grasslands: plant response and management. In *Ecology and Conservation of mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 415-448). Springer, Cham. [10.1007/978-3-319-29808-5_18](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_18)
- Freestone, M., Wills, T.J., Read, J., 2015. Post-fire succession during the long-term absence of fire in coastal heathland and a test of the chronosequence survey method. *Aust J Bot* 63, 572-580. <http://dx.doi.org/10.1071/BT14345>
- Gastauer, M., Neto, M., Alves, J.A., 2013. Community dynamics in a species-rich patch of old-growth forest in a global changing scenario. *Acta Bot Bras.* <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000200004>

- Gastauer, M., Silva, J.R., Junior, C.F.C., Ramos, S.J., Souza Filho, P.W.M., Neto, A.E.F., Siqueira, J.O., 2017. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. *J Clean Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.223>
- Gomes, P., Alves, M., 2010. Floristic diversity of two crystalline rocky outcrops in the Brazilian northeast semi-arid region. *Braz. J. Bot.* <https://doi.org/10.1590/S0100-84042010000400014>
- Gomes, V.M., Negreiros, D., Fernandes, G.W., Pires, A.C., Silva, A.C., Le Stradic, S., 2018. Long-term monitoring of shrub species translocation in degraded Neotropical mountain grassland. *Restoration Ecol* 26, 91-96. <https://doi.org/10.1111/rec.12537>
- Hedberg, P., Saetre, P., Sundberg, S., Rydin, H., Kotowski, W., 2013. A functional trait approach to fen restoration analysis. *Appl Veg Sci* 16, 658-666. <https://doi.org/10.1111/avsc.12042>
- Hopper, S.D., Silveira, F.A., Fiedler, P.L., 2016. Biodiversity hotspots and Ocbil theory. *Plant Soil.* <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2764-2>
- Houle, G., Phillips, D.L., 1988. The soil seed bank of granite outcrop plant communities *Oikos* 52, 87-93.
- Jacobi, C.M., Carmo, F.F.D., Vincent, R.D.C., 2008. Phytosociological study of a plant community on ironstone as support for recovery of a mined area in the iron quadrangle, MG. *Rev Árvore* 32, 345-353.
- Jing, J., Bezemer, T.M., van der Putten, W.H., 2015. Complementarity and selection effects in early and mid-successional plant communities are differentially affected by plant–soil feedback. *J Ecol* 103, 641-647. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12388>
- Johanidesová, E., Fajmon, K., Jongepierová, I., Prach, K., 2015. Spontaneous colonization of restored dry grasslands by target species: restoration proceeds beyond sowing regional seed mixtures. *Grass Forage Sci* 70, 631-638. <https://doi.org/10.1111/gfs.12144>

- Joyce, C.B., 2014. Ecological consequences and restoration potential of abandoned wet grasslands. *Ecol Eng* 66, 91-102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.05.008>
- Kapitonova, O.A., Selivanov, A.E., Kapitonov, V.I., 2017. Structure of plant communities in the early succession stages on anthropogenic sandy outcrops of the forest tundra and northern taiga of Western Siberia. *Contemp Probl Ecol* 10, 651-663. <https://doi.org/10.1134/S1995425517060063>
- Kelemen, A., Tóthmérész, B., Valkó, O., Miglécz, T., Deák, B., Török, P., 2017. New aspects of grassland recovery in old-fields revealed by trait-based analyses of perennial-crop-mediated succession. *Ecol Evol* 7, 2432-2440. <https://doi.org/10.1002/ece3.2869>
- Khalil, M.I., Gibson, D.J., Baer, S.G., 2017. Phylogenetic diversity reveals hidden patterns related to population source and species pools during restoration. *J Appl Ecol* 54, 91-101. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12743>
- Kipkeev, A.M., Cherednichenko, O.V., Tekeev, D.K., Onipchenko, V.G., 2015. Rate of microsuccessions: Structure and floristic richness recovery after sod transplantation in alpine plant communities. *Zh Obshch Biol* 76, 461-474.
- Knapp, S., Stadler, J., Harpke, A., Klotz, S., 2016. Dispersal traits as indicators of vegetation dynamics in long-term old-field succession. *Ecol Indic.* 65, 44-54. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.003>
- Kolbek, J.I.R.I., Alves, R.J.V., 2008. Impacts of cattle, fire and wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica* 22, 111-130.
- Ladouceur, E., Mayfield, M.M., 2017. The early response of subtropical tussock grasslands to restoration treatments. *Restoration Ecol* 25, 689-695. <https://doi.org/10.1111/rec.12491>
- Le Stradic, S., Buisson, E., Fernandes, G.W., 2014. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Appl Veg Sci* 17, 482-492. <https://doi.org/10.1111/avsc.12074>

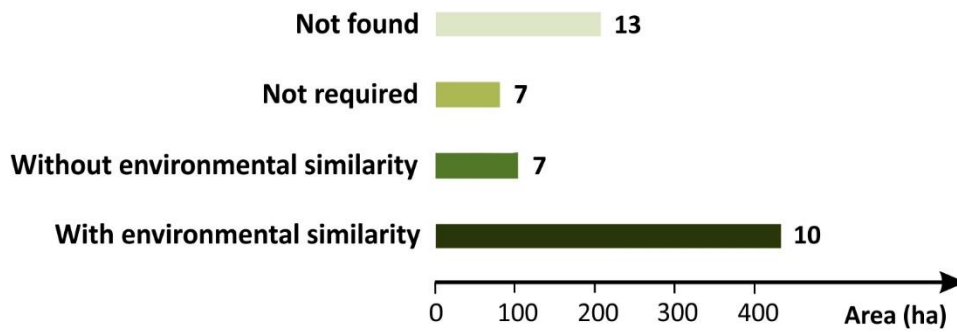
- Le Stradic, S., Buisson, E., Negreiros, D., Campagne, P., Fernandes, G.W., 2014. The role of native woody species in the restoration of Campos Rupestres in quarries. *Appl Veg Sci* 17, 109-120. <https://doi.org/10.1111/avsc.12058>
- Leiva, M.J., Mancilla-Leyton, J.M., MartínVicente, Á., 2015. Differences in the facilitative ability of two Mediterranean shrubs on holm-oak seedling recruitment in Mediterranean savanna-forest ecosystems. *Ecol Eng*, 82, 349-354. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.019>
- Loschi, R.A., Pereira, J.A.A., Machado, E.L.M., Carlos, L., Marques, J.J.G.D.S., 2011. Species-environment interactions in the colonization of a gully in Itumirim, Minas Gerais. *Cerne* 17, 161-180.
- Loschi, R.A., Pereira, J.A.A., Machado, E.L.M., Carlos, L., Santos, R.M.D., 2010. Floristic and structural variations of a gully at Itumirim, Minas Gerais. *Cerne* 16, 479-498.
- Luiz, M., Christofaro, A., 2017. Genesis and evolution of the peatlands in geomorphic surfaces of Serra do Espinhaco Meridional-MG. *Rev. Bras. Geomorf.* <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v18i1.1058>
- Machado, N.A.M., Leite, M.G.P., Figueiredo, M.A., Kozovits, A.R., 2013. Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: a promising alternative to topsoil for bauxite-mine revegetation. *J. Environ. Manage.* 129, 149-156. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.006>
- Matias, S.R., Pagano, M.C., Muzzi, F.C., Oliveira, C.A., Carneiro, A.A., Horta, S.N., Scotti, M.R., 2009. Effect of rhizobia, mycorrhizal fungi and phosphate-solubilizing microorganisms in the rhizosphere of native plants used to recover an iron ore area in Brazil. *Eur. J. Soil Biol.* 45, 259-266. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.02.003>
- Messias, M.C.T.B., Leite, M.G.P., Meira-Neto, J.A.A., Kozovits, A.R., 2012. Phytosociology of quartzitic and ferruginous rocky outcrop areas in the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. *Acta Bot Bras.* <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000100022>

- 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 Ecol* 215, 379-388.
- Oliveira, P.A., Pereira, I.M., Messias, M.C.T.B., Oliveira, M.L.R.D., Pinheiro, A.C., Machado, E.L.M., Oliveira, J.L.A.D., 2017. Phytosociology of the herbaceous-subshrub layer of a rupestrian complex in Serra do Espinhaço, Brazil. *Acta Bot Bras.* <https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0225>
- Oliveira, R.S., Abrahão, A., Pereira, C., Teodoro, G.S., Brum, M., Alcantara, S., Lambers, H., 2016. Ecophysiology of campos rupestres plants. In *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 227-272). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_11
- Passos, F.B., Lopes, C.M., Aquino, F.G., Ribeiro, J.F., 2014. Nurse plant effect of *Solanum lycocarpum* A St-Hil in area of Brazilian Savanna undergoing a process of restoration Brazilian. *J. Bot.* 37, 251-259.
- Paula, L.F., Mota, N.F., Viana, P.L., Stehmann, J.R., 2017. Floristic and ecological characterization of habitat types on an inselberg in Minas Gerais, southeastern Brazil. *Acta Bot Bras.* <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0409>
- Prach, K., Fajmon, K., Jongepierová, I., Řehouňková, K., 2015. Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. *Appl Veg Sci* 18, 181-189. <https://doi.org/10.1111/avsc.12140>
- Prach, K., Jírová, A., Doležal, J., 2014. Pattern of succession in old-field vegetation at a regional scale. *Preslia* 86, 119-130.
- Prach, K., Karešová, P., Jírová, A., Dvořáková, H., Konvalinková, P., Řehouňková, K., 2015. Do not neglect surroundings in restoration of disturbed sites. *Restoration Ecol* 23, 310-314. <https://doi.org/10.1111/rec.12189>

- Prach, K., Pyšek, P., Řehouňková, K., 2014. Role of substrate and landscape context in early succession: An experimental approach. *Perspect Plant Ecol Syst* 16, 174-179. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.05.002>
- Randelović, D., Cvetković, V., Mihailović, N., Jovanović, S., 2014. Relation between edaphic factors and vegetation development on copper mine wastes: a case study from Bor (Serbia, SE Europe). *Environ Manage* 53, 800-812 <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0240-z>
- Santos, M.F., Serafim, H., Sano, P.T., 2011. Physiognomy and composition of the forest vegetation in the Serra do Cipó, MG, Brazil. *Acta Bot Bras.* 25, 793-814 <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000400007>
- Silva, J.B., Santos, N.D.D., Pôrto, K.C., 2014. Beta-diversity: Effect of geographical distance and environmental gradients on the rocky outcrop bryophytes. *Cryptogamie, Bryol* 35, 133-163. <https://doi.org/10.7872/cryb.v35.iss2.2014.133>
- Silva, L.C., Corrêa, R.S., Doane, T.A., Pereira, E.I., Horwath, W.R., 2013. Unprecedented carbon accumulation in mined soils: the synergistic effect of resource input and plant species invasion. *Ecol. Appl.* 23, 1345-1356. <https://doi.org/10.1890/12-1957.1>
- Skirycz, A., Castilho, A., Chaparro, C., Carvalho, N., Tzotzos, G., Siqueira, J.O., 2014. Canga biodiversity, a matter of mining. *Front Plant Sci.* <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00653>
- Sojneková, M., Chytrý, M., 2015. From arable land to species-rich semi-natural grasslands: Succession in abandoned fields in a dry region of central Europe. *Ecol Eng* 77:373-381. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.042>
- Stadler, J., Klotz, S., Brandl, R., Knapp, S., 2017. Species richness and phylogenetic structure in plant communities: 20 years of succession. *Web Ecol* 17, 37-46. <https://doi.org/10.5194/we-17-37-2017>

- Storm, C., Eichberg, C., Stroh, M., Schwabe, A. (2016) Restoration of steppic sandy grassland using deep-sand deposition, inoculation with plant material and grazing: a 10-year study. *Tuexenia* 36, 143-166.
- Sun, C., Chai, Z., Liu, G., Xue, S., 2017. Changes in Species Diversity Patterns and Spatial Heterogeneity during the Secondary Succession of Grassland Vegetation on the Loess Plateau, China. *Front Plant Sci* 8,1465. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01465>
- Tischew, S., Baasch, A., Grunert, H., Kirmer, A., 2014. How to develop native plant communities in heavily altered ecosystems: examples from large-scale surface mining in Germany. *Appl Veg Sci* 17, 288-301. <https://doi.org/10.1111/avsc.12078>
- Valim, E.A.R., Nalini Jr., H.A., Kozovits, A.R., 2013. Litterfall dynamics in a iron-rich rock outcrop complex in the southeastern portion of the Iron Quadrangle of Brazil. *Acta Bot Bras.* <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000200005>
- Van der Ent, A., Lambers, H., 2016. Plant-soil interactions in global biodiversity hotspots. *Plant Soil.* <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2919-9>
- Woch, M.W., 2017. Species trait-environment relationships in semi-dry *Brachypodium pinnatum* grasslands on old waste heaps left by Zn-Pb mining in the western Małopolska region (S Poland). *Tuexenia* 37, 247-270.
- Zavala, C. B. R., Fernandes, S. S. L., Pereira, Z. V., & Silva, S. M., 2017. Phytogeographic Analysis of shrub and tree flora in an ecotonal area in the Bodoquena Plateau, MS, Brazil. *Cienc Florest.* <https://doi.org/10.5902/1980509828640>
- Zhang, H., Qi, W., John, R., Wang, W., Song, F., Zhou, S., 2015. Using functional trait diversity to evaluate the contribution of multiple ecological processes to community assembly during succession. *Ecography* 38, 1176-1186. <https://doi.org/10.1111/ecog.01123>

Figure S1. Compensation method applied to areas of *campo rupestre* suppressed after environmental licensing. The number in front of the bar refers to the number of processes analyzed.



IV. A copy of the article in Portuguese.

Perda silenciosa: a aplicação inadequada de uma lei ambiental compromete a conservação em um *hotspot* de biodiversidade brasileiro.

Deise Tatiane Bueno Miola^{1,2}

Ana Paula Marinho²

Roberta Lima Campos Dayrell^{1,3}

Fernando Augusto Oliveira Silveira^{1*}

¹ Laboratório de Ecologia e Evolução de Plantas Tropicais, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais. Av. Pres. Antônio Carlos, 6627,30161-901, Belo Horizonte, MG, Brasil.

² Artemis Ambiental LTDA. Rua Godofredo de Oliveira, 73, 35661-010, Pará de Minas, MG, Brasil.

³ School of Biological Sciences, University of Western Australia, 35 Stirling Hwy, Perth, WA 6009, Australia.

* autor para correspondência:

e-mail: faosilveira@gmail.com

Declarações de interesse: nenhuma

Resumo

Examinamos as evidências científicas que sustentam a aplicação da Lei da Mata Atlântica (LMA) no licenciamento e compensação do *campo rupestre*, um ecossistema megadiverso e fortemente afetado pela mineração, mas sem legislação específica. Não encontramos nenhum suporte empírico para as suposições da legislação atual. Primeiro, as listas de espécies indicadoras não são apropriadas para indicar estágios sucessionais em *campo rupestre*. Em segundo lugar, a definição de estágios sucessionais de regeneração nesse ecossistema, como recomendado pela legislação, não tem apoio empírico. O uso da LMA, em vez de uma política específica para *campo rupestre*, levou a uma perda significativa desta vegetação. Concluimos que a aplicação inadequada da legislação representa uma ameaça à biodiversidade e à conservação do *campo rupestre*. Recomendamos aos órgãos ambientais que deixem imediatamente de utilizar a legislação vigente (Resolução CONAMA 423/2010) nos processos de licenciamento ambiental e forneçam sugestões para a elaboração de uma legislação específica, que contemple as peculiaridades e importância do *campo rupestre*.

Palavras-chave: Mata Atlântica; *Campo de altitude*; *Campo rupestre*; Política ambiental

Introdução

No Brasil, a proteção legal da Mata Atlântica, um hotspot de biodiversidade (Myers et al. 2000), é definida pela Lei Federal 11.428/2006 e regulamentada pelo Decreto 6.660/2008. A Lei da Mata Atlântica (LMA) define diretrizes para o uso e conservação da vegetação nativa da Mata Atlântica, único bioma brasileiro protegido por legislação específica. A LMA estabelece que a supressão da vegetação em estágios avançados e intermediários de regeneração só é permitida em casos de utilidade pública e interesse social (Araujo 2010, Material Complementar I). Em ambos os casos, a supressão é autorizada somente após a aprovação de uma proposta de compensação ambiental, que consiste na proteção de uma área semelhante, na mesma bacia hidrográfica. Por outro lado, a vegetação secundária

classificada em estágios iniciais de regeneração não é protegida pela LMA e pode ser desmatada com facilidade, sem compensação (Ribeiro et al. 2009).

A LMA engloba a Mata Atlântica *sensu stricto* e ecossistemas associados, incluindo os tipos de vegetação aberta, como o *campo de altitude* e o *campo rupestre* (Scarano 2002; Neves et al. 2017, 2018). Para melhorar a implementação da LMA, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou a Resolução 423/2010 (doravante denominada RC423; ver Material Suplementar I), que definiu os parâmetros e critérios específicos para classificação sucessional da vegetação do *campo de altitude*, incluindo listas de espécies indicadoras de plantas em cada fase de regeneração. Com base no princípio da analogia (Kelsen 2006), os órgãos ambientais têm utilizado a RC423 para o licenciamento ambiental em áreas cobertas pelo *campo rupestre*, apesar de suas fortes diferenças geológicas e florísticas com o *campo de altitude* (Alves e Kolbek 2010; Vasconcelos 2011). Há vasta literatura discutindo características desses dois tipos de vegetação (por exemplo, Scarano, 2002; Benites et al., 2007; Alves e Kolbek, 2010; Vasconcelos, 2011) e, portanto, não abordamos este assunto aqui.

Campo rupestre é um antigo mosaico de vegetação heterogênea estabelecido em rochas quartzíticas e ferruginosas em regiões de grande altitude no Brasil. Apesar de abrigar os mais altos níveis de diversidade e endemismo de plantas no país (Giulietti et al. 1997; Silveira et al. 2016), inexistem políticas rígidas para proteger esse ecossistema. Nosso objetivo foi investigar a eficiência da proteção legal deste ambiente atualmente, examinando as evidências científicas que sustentam a aplicação da RC423 para o *campo rupestre*. Investigamos especificamente se os critérios utilizados para o *campo de altitude* eram aplicáveis ao *campo rupestre* respondendo às seguintes questões: 1) qual é o grau de similaridade florística entre as espécies indicadoras de *campo de altitude* listadas na RC423 e a flora do *campo rupestre*?; 2) a classificação do *campo rupestre* em diferentes estágios sucessionais se ajusta a pressupostos similares estabelecidos pela RC423 para o *campo de altitude*?; e 3) como a compensação ambiental foi realizada em projetos legalmente licenciados que afetaram áreas de *campo rupestre* sob domínio da LMA?

Materiais e métodos

Sistema de estudo

Para avaliar a aplicabilidade da LMA na conservação do *campo rupestre*, examinamos os processos de licenciamento ambiental de atividades de mineração, que possuem um grande impacto econômico e ecológico sobre esse ecossistema (Fernandes et al. 2014, 2018; Sonter et al. 2014). De acordo com o mapa de aplicação da LMA (Brasil 2008), o *campo rupestre* em Minas Gerais ocorre sob domínio do Cerrado e da Mata Atlântica (Fig. 1a-c), principalmente associado à Serra do Espinhaço, que se estende de Minas Gerais até a Bahia (Silveira et al. 2016). A extração mineral afeta direta e fortemente esse ecossistema, removendo completamente o solo e a vegetação, causando mudanças significativas na paisagem, promovendo a abertura de acessos, a urbanização e a cobertura do solo explorado com espécies exóticas (Fernandes et al. 2016, Pena et al. 2017). Devido aos grandes impactos e ao caráter de utilidade pública, a autorização das atividades de mineração deve ser precedida por medidas compensatórias (Araújo, 2010).

Análise de dados

Analisamos a sobreposição florística entre *campo rupestre* (5.011 espécies; Silveira et al. 2016) e a lista de espécies indicadoras da RC423, usada para classificar estágios sucessionais em *campo de altitude*. Para avaliar se a definição de estágios sucessionais proposta pela RC423 para o *campo de altitude* é apropriada para classificar o *campo rupestre*, pesquisamos a literatura nas bases de dados do Web of Science (1945 a maio de 2018), SciELO (1997 a maio de 2018) e Scopus (1960 a maio de 2018), para rever o estado da arte sobre sucessão ecológica nesse ecossistema (Material Suplementar II) e levantamos todas as informações disponíveis.

Para investigar a compensação legal em *campo rupestre*, examinamos todos os processos de licenciamento ambiental das atividades de mineração em Minas Gerais de abril de 2010, quando a RC423 entrou em vigor, até dezembro de 2016. Analisamos relatórios técnicos emitidos pelas Superintendências Regionais de Regularização Ambiental de Minas Gerais para o Conselho Estadual de Política Ambiental (<http://www.meioambiente.mg.gov.br/copam/urcs>) e coletamos informações sobre o processo, o projeto e a área total necessária para a exploração. Para avaliar como foi realizada a compensação por áreas de *campo rupestre* suprimidas, analisamos todos os documentos de processos que autorizaram essa supressão, sempre que disponíveis (<http://www.sam.mg.gov.br>). Por fim, examinamos as pautas de reunião e os relatórios técnicos da Câmara de Proteção à Biodiversidade do COPAM (<http://www.meioambiente.mg.gov.br/copam/camaras-tematicas-do-copam>). Treze dos 37 processos de compensação (cerca de 203,9 ha) não estavam disponíveis no banco de dados de pesquisa e não foram disponibilizados pelo órgão ambiental estadual, mesmo após várias tentativas de comunicação (Fig. S1).

Resultados

Similaridade florística

Cerca de 29,4% do *campo rupestre* em Minas Gerais está dentro da área de aplicação de LMA, enquanto a maior parte de sua área está no bioma Cerrado (Fig. 1a). Apenas 145 (23,6%) das 614 espécies da lista de espécies indicadoras da RC423 ocorrem em *campo rupestre*. A lista de espécies indicadoras da RC423 contém apenas 2,9% das espécies de *campo rupestre* (Fig. 1d). Apenas 22,2 e 24,8% das espécies indicadores dos estágios de sucessão inicial e intermediária da RC423, respectivamente, ocorrem em *campo rupestre* (Fig. 1e). Considerando as espécies raras e endêmicas incluídas na lista da RC423, a sobreposição florística é de 12,7%.

Sucessão em campo rupestre

Dos 1.476 artigos levantados, 93 estavam relacionados ao tema de interesse (Material Suplementar III), mas apenas cinco deles abordaram diretamente a sucessão ecológica no *campo rupestre* (Alves e Kolbek 2000; Conceição et al. 2007; Amaral et al. 2013, 2015; Conceição e Pirani 2016). Três artigos (Alves e Kolbek 2000; Conceição et al. 2007; Conceição e Pirani 2016) abordaram aspectos da sucessão primária, enquanto os outros relataram a florística, a fitossociologia e a dinâmica da vegetação colonizadora em uma área degradada pela mineração de ouro, sem aprofundar o tópico. No entanto, nenhum desses artigos teve como objetivo definir parâmetros para as cronossequências de sucessão secundária em *campo rupestre*, similarmente ao definido pela RC423 para *campo de altitude*.

Licenciamento e compensação ambiental

Apesar do conhecimento inadequado sobre a sucessão ecológica, quase metade dos processos de licenciamento ambiental (46%, 620,8 ha) classificaram as áreas de *campo rupestre* em algum estágio de sucessão secundária. Destes, cerca de 47% não apresentaram nenhum critério para a classificação. Os restantes 53% dos processos forneceram listas de espécies indicadoras constantes na RC423 como base para classificação do estágio. Outros critérios utilizados para apoiar a classificação da sere foram a presença de espécies de gramíneas africanas invasoras, a incidência de incêndios e a presença de lixo, os quais não estão estritamente relacionados à teoria da sucessão ecológica (Prach & Walker 2019).

Avaliamos 730 documentos de licenciamento ambiental, resultando em 225 documentos que atenderam aos critérios de busca. A clara maioria dos documentos analisados mencionou danos indiretos ao *campo rupestre* devido à sua proximidade com a área. Apenas 37 processos solicitaram a

supressão direta desses ambientes. A legislação divide os projetos em classes de acordo com seu tamanho e potencial de poluição. Cerca de 65% dos processos analisados estavam entre as duas maiores classes.

A área total do *campo rupestre* suprimida foi de 809,47 ha. Todos os locais de supressão estavam inseridos na área de aplicação da LMA, e 24% deles ocorreram em áreas de transição ecológica com o bioma Cerrado. Quase 19% dos processos classificaram áreas de *campo rupestre* no estágio sucessional inicial (78,11 ha) que não requerem compensação. A compensação foi feita com base na similaridade ambiental (like-to-like) em 27% dos processos, correspondendo a 427 ha de área suprimida e 854 ha de área protegida, por meio da implantação de unidades de conservação privadas ou doação de propriedades em unidades de conservação de proteção integral pendente de regularização fundiária. Em 19% dos processos, no entanto, a compensação pelo *campo rupestre* suprimido foi feita através da conservação de florestas (compensação sem similaridade ambiental; Fig. S1).

Discussão

Constatamos que a aplicação da LMA ao licenciamento ambiental em *campo rupestre* carece de base científica. Primeiro, há pouca sobreposição entre a lista de espécies indicadoras da RC423 e a flora do *campo rupestre*. Em segundo lugar, faltam evidências empíricas para apoiar a classificação da vegetação em estágios sucessionais. Portanto, as atuais diretrizes e parâmetros estabelecidos pela legislação são inadequados para a conservação e manejo do *campo rupestre*. Sugerimos que a aplicação inadequada da legislação no processo de licenciamento ambiental está resultando em perda de biodiversidade.

Espécies indicadoras da RC423 representam mal a flora do *campo rupestre*. Devido à baixa similaridade florística entre *campo de altitude* e *campo rupestre* (Alves e Kolbek 2010), a utilização

deste instrumento legal como critério de supressão e compensação em *campo rupestre* é tecnicamente impraticável. Apesar de sua pequena extensão geográfica, o *campo rupestre* é um ecossistema altamente heterogêneo influenciado por fatores edafoclimáticos (Abrahão et al. 2018). As comunidades resultantes têm composições florísticas diferentes e endemismo estruturado geograficamente (Echternacht et al. 2011; Messias et al. 2011, 2012; Carmo e Jacobi 2016; Neves et al. 2018). Portanto, a alta diversidade de espécies entre os sítios de *campo rupestre* constitui uma tarefa desafiadora para estabelecer listas de espécies indicadoras (Neves et al. 2018).

Os aspectos da sucessão ecológica estabelecidos pela RC423 mostraram-se inadequados para orientar o licenciamento e a compensação em *campo rupestre*. Nossos dados mostraram que nenhum estudo investigou as cronossequências de sucessão secundária de *campo rupestre*. Essa falta de conhecimento científico dificulta o desenvolvimento de critérios e parâmetros práticos para classificar estágios sucessionais neste ecossistema. No conhecido processo de regeneração florestal, estágios iniciais de sucessão são caracterizados por baixa diversidade funcional e de espécies, baixa biomassa, complexidade de habitat, cobertura do dossel e alto estresse ambiental (Chazdon 2008). Durante a sucessão, à medida que ocorre o desenvolvimento do ecossistema, a estrutura, a função e a composição das florestas em regeneração tornam-se mais semelhantes às florestas antigas pré-distúrbio (Guariguata & Ostertag 2001). Este modo de sucessão apresentado em livros didáticos é chamado de sucessão progressiva, que culmina em uma fase de acúmulo máximo de biomassa (até que novas perturbações ou limitação do solo ocorram; Wardle et al., 2004; Fig. 2).

A sucessão progressiva contrasta fortemente com a menos conhecida sucessão retrogressiva (Walker e Reddel 2007). A fase retrogressiva da sucessão é comum em ecossistemas que se estabelecem em solos antigos e extremamente empobrecidos (Walker e Reddel 2007). Inversamente à sucessão secundária, a retrogressão do ecossistema é caracterizada por um declínio na disponibilidade de nutrientes no solo, redução na biomassa e produtividade da planta, e aumento na predominância de

espécies de baixo crescimento e tolerantes ao estresse (Gaxiola et al 2010; Coomes et al. 2013). Diferentemente da sucessão progressiva, a retrogressão é um fenômeno que ocorre em uma escala de (dezenas ou centenas de) milênios (Walker e Reddel 2007; Peltzer et al. 2010; Fig. 2). Distúrbios antrópicos, incluindo a remoção do solo, insumos de nutrientes ou mudanças nos regimes de fogo, não levam os ecossistemas em sucessão retrogressiva a um estágio anterior que tende a se recuperar (como ocorre na sucessão progressiva). Em vez disso, esses processos aceleram a retrogressão, levando a ecossistemas com menor biomassa e complexidade, reduzindo ainda mais a resiliência (Walker e Reddel 2007; Peltzer et al. 2010). Os ecossistemas na fase retrogressiva parecem não se recuperar a seus estados anteriores nem mesmo com a ajuda de esforços de restauração (Peltzer et al. 2010). Além disso, há evidências teóricas e empíricas sobre a baixa resiliência e a falta de regeneração em *campo rupestre* após a degradação (Buisson et al. 2018; Le Stradic et al. 2018), como esperado para um ecossistema em retrogressão.

O modelo de sucessão retrogressiva aplica-se ao *campo rupestre* (Abrahão et al. 2018). Portanto, a utilização de estágios sucessionais, como na LMA, torna-se inadequado para licenciar projetos em áreas de *campo rupestre*. No entanto, quase metade dos processos de licenciamento ambiental analisou áreas classificadas em estágios iniciais, intermediários ou avançados de sucessão, apesar da falta de critérios científicos que sustentassem essa classificação. Infelizmente, os critérios utilizados para definir o estágio sucessionais foram predominantemente relacionados ao grau de impacto humano na área, o que não tem relação estrita com a sucessão ecológica.

Finalmente, todos os processos de licenciamento que solicitaram permissão para suprimir áreas de *campo rupestre* foram localizados dentro dos limites da Mata Atlântica. Assim, os órgãos ambientais exigiram compensação ambiental, conforme recomendado pela LMA. Embora os dados referentes a 35% das propostas de compensação estivessem indisponíveis, nossos resultados mostram que extensas áreas de *campo rupestre* foram legalmente perdidas pela mineração através de

compensações sem similaridade ambiental (Sonter et al. 2014). Tendo em vista a impossibilidade de recuperar áreas degradadas de *campo rupestre* (Le Stradic et al. 2018), a compensação com similaridade ecológica torna-se uma estratégia importante para conciliar exploração e conservação.

Dada a perda silenciosa da biodiversidade em áreas com serviços ecossistêmicos insubstituíveis (ex. abastecimento de água, Rodrigues et al. 2019), sugerimos a formulação de uma legislação específica para melhorar o licenciamento ambiental em áreas de *campo rupestre*, visando reconciliar a exploração e conservação de recursos naturais (BOX 1). Reconhecemos que, na ausência de legislação específica, o uso da LMA no licenciamento ambiental é melhor do que nenhuma regulação (ver Vasconcelos 2014). No entanto, leis inadequadas para atender à necessidade de conservação e sustentabilidade devem ser ajustadas (Howes et al. 2017, Singh et al. 2018). Defendemos uma discussão ampla, abrangente e baseada em evidências, a fim de produzir uma legislação sólida, que reconheça a necessidade do uso sustentável dos recursos naturais em *campo rupestre*. Essa iniciativa preencherá a lacuna entre a ciência e a prática e provavelmente aumentará nossa capacidade de priorizar áreas para exploração e melhores locais para a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, beneficiando a sociedade, as pessoas e a natureza.

BOX 1 - Recomendações para a conservação do *campo rupestre*

O *campo rupestre* não recebeu tratamento legal consistente com evidências científicas, apesar de sua biodiversidade e endemismo únicos. Propomos que os órgãos ambientais reguladores adotem o seguinte:

- Interromper a aplicação da Resolução CONAMA 423/2010 as áreas de *campo rupestre*, devido à baixa similaridade ecológica entre este e o *campo de altitude*;

- Deixar de utilizar os conceitos de sucessão ecológica e as definições de estágios sucessionais para classificar áreas de *campo rupestre* nos processos de licenciamento;
- Compensar as áreas de *campo rupestre*, estabelecendo áreas protegidas com alta similaridade florística;
- Discutir e criar uma legislação específica para o *campo rupestre*, com o engajamento de todas as partes interessadas, sociedade, acadêmicos e empresas de mineração;
- Exigir imediatamente estudos florísticos detalhados em todos os processos de licenciamento ambiental que afetam áreas de *campo rupestre*, até que uma lei específica seja criada.

Agradecimentos

Agradecemos ao C.M. Jacobi, F.F. Carmo e M.C.T.B. Messias, A.L. Teixido e Y. Oki, pela revisão da versão prévia do manuscrito; A.G.S. Diniz e C.M.G. Morais pela ajuda na preparação das figuras. J.P. Metzger forneceu feedback importante. Também agradecemos as contribuições de B. Ranieri e outros dois revisores anônimos. F.A.O.S. é apoiado pela FAPEMIG e pelo CNPq., R.L.C.D. recebeu bolsas de estudos da CAPES e honorários de pesquisa internacional na UWA. Agradecemos à CAPES pelo apoio financeiro.

Figuras

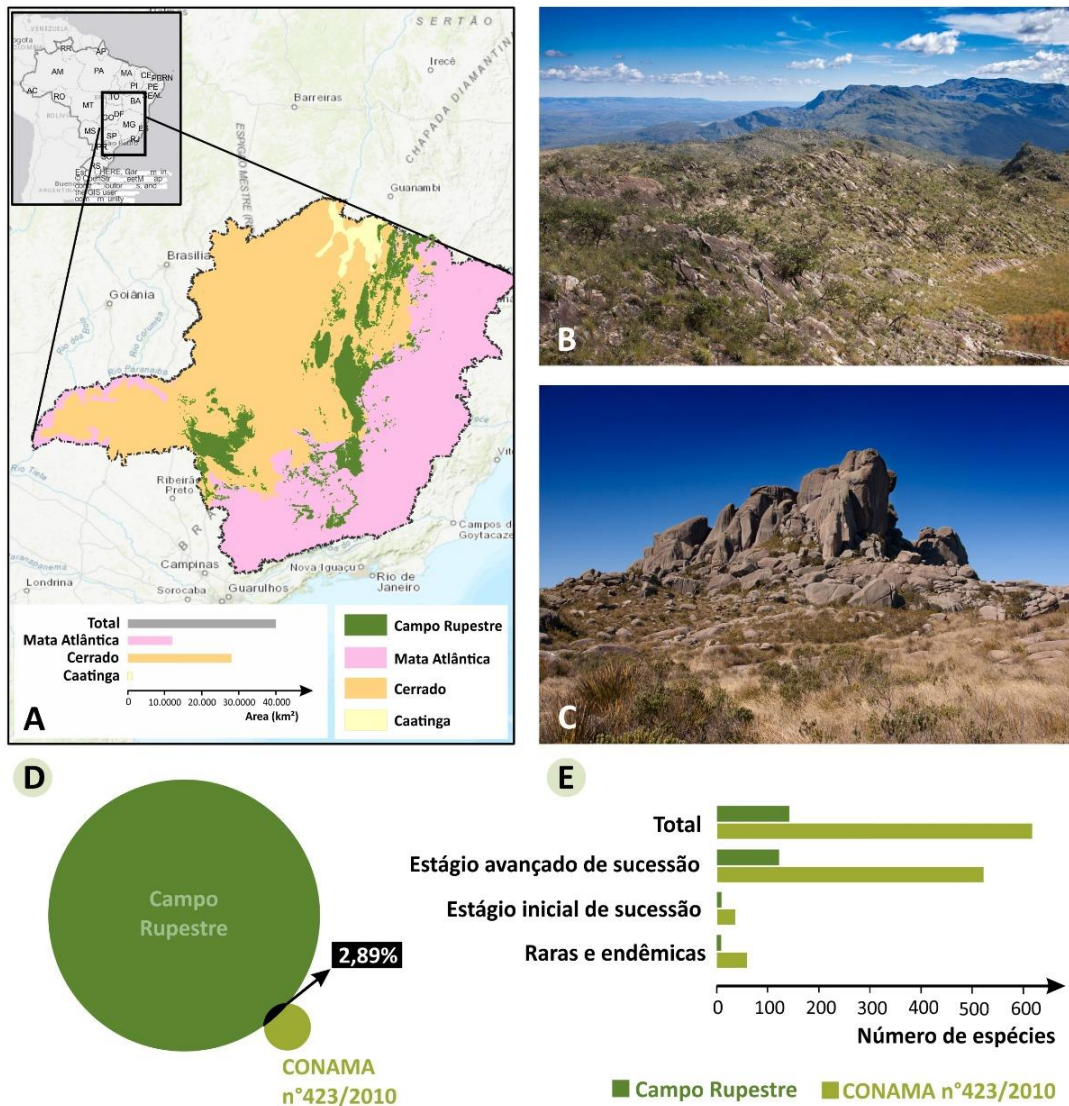


Figura 1. A. Distribuição geográfica do *campo rupestre* (conforme Silveira et al. 2016) e os demais biomas (IBGE 2018) em Minas Gerais; B. Paisagem típica de *campo rupestre* na Serra do Cipó e *campo de altitude* (C) no Parque Nacional do Itatiaia; D. Sobreposição de espécies vegetais entre *campo rupestre* e a lista de espécies indicadoras da Resolução CONAMA 423/2010. O tamanho do círculo refere-se ao número de espécies; E. Número total de espécies na Resolução CONAMA 423/2010 e número total de espécies desta resolução que ocorrem em *campo rupestre*. Fotos em B e C de Augusto M. Gomes.

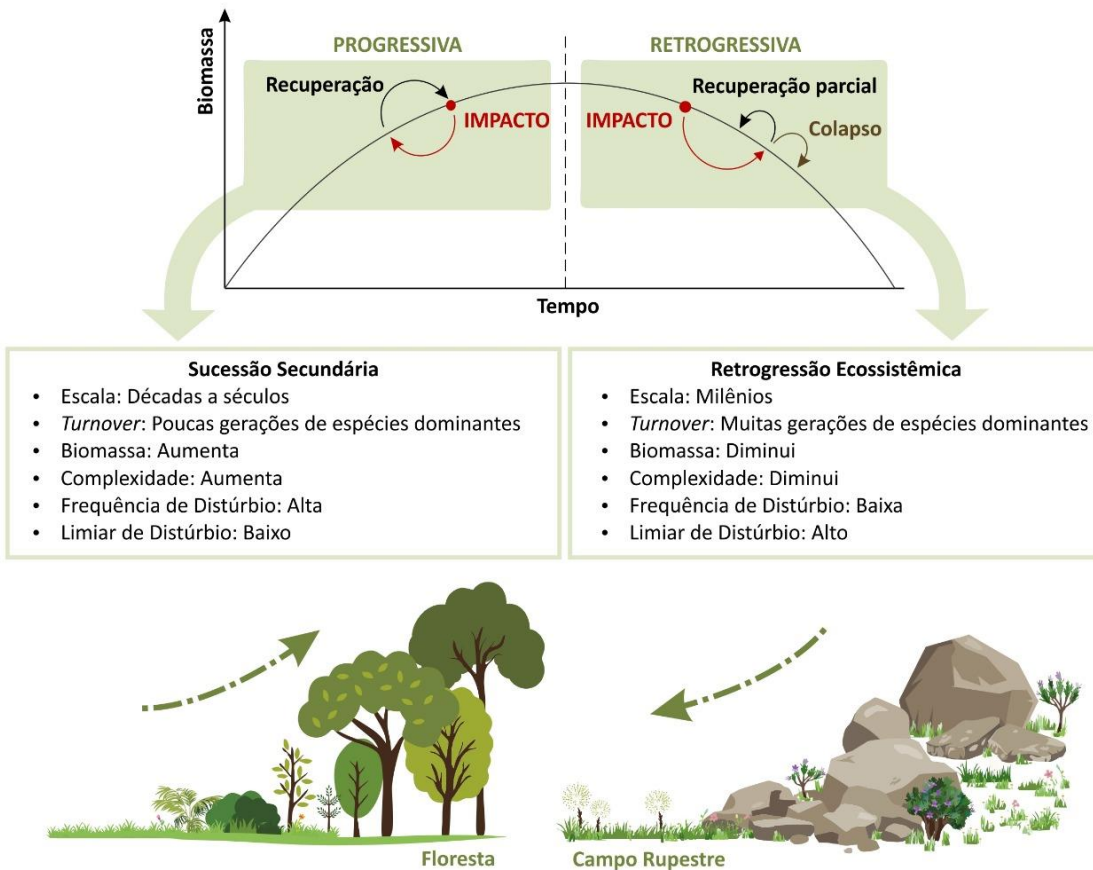


Figura 2. Teoria da retrogressão ecossistêmica (modificado de Walker et al. 2007). A sucessão secundária é aplicada às florestas enquanto a fase retrogressiva caracteriza melhor a sucessão em *campo rupestre*. As diferenças fundamentais na sucessão secundária e retrogressiva são mostradas nas caixas acima dos desenhos, mas o eixo Y representa mudanças na biomassa acima do solo como exemplo para ilustrar propriedades diferentes entre os dois processos. As setas verdes indicam a trajetória de sucessão com o tempo.

CAPÍTULO 3

UM INSTRUMENTO LEGAL PARA A CONSERVAÇÃO DO CAMPO RUPESTRE

INTRODUÇÃO

Era uma vez em um reino não tão distante, um rei que pensava que a Terra era plana e que as florestas seriam mais úteis se pudessem ser exploradas economicamente. Esse rei então determinou que todas as matas fossem derrubadas e transformadas em pastagem para a criação de gado, pois isso traria riqueza ao seu povo. Foram então criadas as APPs - Áreas de Pastagens Públicas – que poderiam ser utilizadas “igualmente” por qualquer pessoa do reino. Todas as famílias da região então começaram a utilizar as APPs para engordar seus animais, que produziam carne e leite para sua subsistência. Mas em meio aquelas famílias também havia algumas pessoas que acreditavam que poderiam lucrar mais se criassem um maior número de animais e vendessem o excedente da produção para o reino vizinho. E elas assim fizeram. Cada animal novo que era colocado para pastar gerava um resultado positivo para seu criador, na forma de aumento do seu lucro. Mas cada animal a mais gerava também um impacto negativo sobre a pastagem que, devido a superexploração, se deteriorou. O pasto acabou, o solo erodiu e as chuvas já não vinham mais. Os criadores que lucraram mais mudaram para outros reinos (pagando seus impostos para outros reis) e passaram a explorar outras áreas. Já as famílias tradicionais não tinham outro recurso e acabaram morrendo de fome.

Essa paródia da Tragédia dos Comuns (Hardin 1968) exemplifica muito bem porque é tão difícil ter sucesso com as políticas de preservação atuais. Em geral, elas desconsideram as externalidades e a lógica que se estabelece todas as vezes em que se admite o uso de um recurso comum é, na definição mais simples, “egoísta”. Parece fazer parte da natureza humana a tendência de se tentar tirar o máximo proveito de algo, sem se preocupar com o quanto se contribuiu individualmente para sua produção ou proteção. Ou, nas palavras do próprio Hardin, “o uso livre de bens comuns leva à ruína de todos” (Hardin 1968).

Compreender a dialética da Tragédia dos Comuns é importante para que se possa repensar ações e políticas públicas que possam levar efetivamente à conservação. Se por um lado a visão de Hardin é pessimista, por outro ela evidencia a importância dos instrumentos de comando e controle (Hardin 1978 *apud* Rifkin 2016), sejam eles controlados pelo governo ou autorregulados pela coletividade (Rose 1986). Apesar dos avanços ocorridos desde a última metade do século XX, é preciso reconhecer que o modelo de conservação que possuímos até o momento precisa de vários ajustes, pois tem falhado na proteção dos recursos naturais (Heywood 2017).

Essa situação se torna ainda mais preocupante no caso de ecossistemas raros e desprotegidos legalmente, como é o caso do campo rupestre. Diferentemente de outros ecossistemas brasileiros que têm sido estudados há mais de um século (Fonseca 1985), o campo rupestre foi negligenciado (Overbeck et al. 2015) e só muito recentemente passou a ter reconhecida sua relevância em nível nacional e internacional, tanto pela sua biodiversidade, quanto pela sua importância para o bem-estar humano (Morellato e Silveira 2018; Rodrigues et al. 2019). Nos últimos anos, publicações importantes sintetizaram o conhecimento disponível sobre esse ambiente e destacaram a necessidade da implementação de estratégias de conservação mais eficientes, frente às ameaças e atual degradação (Silveira et al. 2016, Fernandes 2016, Fernandes et al. 2018, Morellato & Silveira 2018). Nenhuma dessas publicações, no entanto, foi conduzida no sentido de propor uma estratégia concreta e efetiva para a conservação dos campos rupestres. Por outro lado, a elaboração de uma normativa específica é uma indicação recorrente em várias publicações sobre ecologia e conservação do campo rupestre (Pougy et al. 2015, Monteiro et al. 2018, Miola et al. 2019).

Nesse sentido, uma das ações mais importantes ocorridas nos últimos anos foi a elaboração do Plano de Ação Nacional para a Conservação da Flora Ameaçada de Extinção da Serra do Espinhaço Meridional (Pougy et al. 2015), aprovado em 2018 (Portaria do Ministério do Meio Ambiente e Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro nº 92 de 30 de maio de 2018). Ele definiu 38 ações, distribuídas em quatro metas, com o objetivo de reduzir o risco de extinção das espécies da flora. Embora ainda não tenha sido implementado, as ações propostas representam um grande avanço na proteção das espécies de campo rupestre. Essas ações, porém, não são suficientes para garantir a conservação desse ecossistema que não está restrito ao Espinhaço Meridional. Diante disso, a proposta desse capítulo é discutir aspectos relevantes para formulação de uma política ambiental para a conservação do campo rupestre e propor um texto base para a criação de uma normativa legal específica.

CONSIDERAÇÕES SOBRE POLÍTICA AMBIENTAL.

A Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA - Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981) trouxe consigo treze instrumentos de gestão que deveriam funcionar como ferramentas para a construção de uma sociedade que consiga compatibilizar o desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente e do equilíbrio ecológico (artigo 4º da PNMA). Nos

últimos 30 anos, no entanto, esses instrumentos não foram igualmente implementados e sua efetividade tem sido bastante controversa (Barros et al. 2012).

O Zoneamento Ambiental, por exemplo, é um dos instrumentos que poderiam ter gerado melhores resultados em termos de gestão e conservação dos recursos naturais, caso tivesse sido mais bem implementado. O estabelecimento de áreas protegidas é essencial para a conservação *in situ* da biodiversidade. Esse instrumento sozinho, no entanto, não é capaz de garantir a manutenção das espécies, uma vez que não elimina a possibilidade de impactos externos atingirem essas áreas (Monteiro et al. 2018).

Instrumentos e estratégias isolados ou estabelecidos em conjunto dentro de uma política ambiental específica podem não ter resultados efetivos, caso não se estabeleça uma governança estratégica. A governança é o conjunto das várias formas pelo qual os indivíduos e instituições (públicas ou privadas) gerenciam seus assuntos relativos à coletividade (Moura 2016). Quando pensamos em bens comuns, como é o caso da biodiversidade e dos recursos naturais de forma geral, a governança assume um papel ainda mais importante, pois torna-se necessária a inclusão da sociedade civil para que seus objetivos sejam atingidos (Ostrom 1990). Os conceitos de governança muitas vezes se confundem com os de gestão ambiental, mas é preciso entender a primeira com uma forma de instruir a segunda (Bursztyn e Bursztyn 2012). Para que ambas sejam fortalecidas torna-se necessário, dentre outras ações, aperfeiçoar os métodos de ajuda à tomada de decisão, priorizar ações preventivas às corretivas, propiciar a efetiva participação da população e utilizar adequadamente os diferentes tipos de instrumentos de política ambiental (Bursztyn e Bursztyn 2012).

Os instrumentos de política ambiental podem ser divididos em três grandes grupos, conforme Bursztyn e Bursztyn (2012): 1) Instrumentos Regulamentares (Comando e Controle), que são normas e regulamentações do uso dos recursos (ex. estabelecimento de padrões de poluição); 2) Instrumentos Econômicos, que consistem no pagamento de taxas e indenizações, baseando-se no princípio do poluidor-pagador (ex. cobrança pelo uso da água) e; 3) Instrumentos voluntários, que são acordos entre as partes interessadas e que podem combinar os dois tipos anteriores (ex. auditoria ambiental voluntária). Para o desenvolvimento da nossa proposta destacaremos aqui, brevemente, dois desses instrumentos.

A Compensação Ambiental é um tipo de instrumento econômico que se baseia no princípio do poluidor-pagador e tenta internalizar as externalidades ambientais negativas causadas no processo produtivo (Moura 2016). De acordo com esse princípio, o poluidor deveria se responsabilizar pelas

despesas relativas às medidas tomadas pelo poder público para que o meio ambiente se mantenha em um “estado aceitável” (OECD 1992). Assim, temos no Brasil a compensação ambiental prevista no Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000), que determina que nos casos de licenciamento ambiental de empreendimentos de significativo impacto ambiental, o empreendedor deverá destinar recursos financeiros para a implantação e manutenção de uma unidade de conservação de proteção integral. Outros exemplos de compensação também ocorrem no caso da Lei da Mata Atlântica (Lei Federal n. 11.428/2006, regulamentada pelo Decreto Federal n. 6.660/2008) e nas intervenções em Áreas de Preservação Permanente (Resolução CONAMA nº 369, de 28 de março de 2006).

O instrumento regulamentar mais amplamente difundido no Brasil é o licenciamento ambiental, que consiste em um procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental responsável pode autorizar a implantação ou ampliação de uma atividade efetiva ou potencialmente poluidora ou degradadora de recursos naturais. As principais vantagens desse tipo de instrumento são a previsibilidade, a capacidade de definir regras claras e a possibilidade de aplicação imediata (Moura 2016). O licenciamento ambiental pode ser realizado no âmbito da federação, estados ou municípios, conforme determinações da Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011. Cada órgão licenciador pode, a seu critério técnico, definir os parâmetros mínimos que devem ser seguidos nos estudos ambientais utilizados para instruir os processos de licenciamento.

Um bom exemplo do estabelecimento de regras e padrões específicos para esse fim ocorre no estado de Minas Gerais. A Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD, por meio do Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM delibera sobre diretrizes e políticas e estabelece normas regulamentares e técnicas, padrões e outras medidas de caráter operacional para a preservação e conservação do meio ambiente e dos recursos ambientais (Decreto Estadual nº 46.953, de 23 de fevereiro de 2016). As Deliberações Normativas do Copam constituem as principais ferramentas operacionais para instruir os processos de licenciamento no estado. Além disso, o corpo técnico da SEMAD também pode estabelecer termos de referência para orientar o desenvolvimento de estudos no âmbito do licenciamento. Nesse sentido, cabe destacar que a criação e implementação de instrumentos regulamentares não depende direta e exclusivamente do poder legislativo.

Foi justamente com esse entendimento, que desenvolvemos esta proposta. Partimos do levantamento e análise das características ecológicas do *campo rupestre*, que se encontram publicadas na literatura científica (ver cap. 1 e 2) e elaboramos um texto preliminar para a construção de um

instrumento regulamentar de conservação. A proposta foi estruturada para ser aplicada em Minas Gerais, tendo em vista as particularidades e o atual avanço do sistema de licenciamento ambiental neste estado. Consideramos, entretanto que, se aprovada, ela poderá servir de referência para o desenvolvimento de estratégias similares e adequadas às características regionais em todo o território nacional.

Nós entendemos que, como cientistas e cidadãos comuns, não nos cabe o papel de legislar. O objetivo principal dessa proposta, entretanto, é sumarizar pontos importantes que devem ser tratados por um instrumento regulamentar específico para o campo rupestre e dar um passo adiante no sentido de aproximar o conhecimento científico gerado nas universidades aos legisladores e tomadores de decisão (Fabian et al. 2019). Assim, pretendemos apresentá-la aos órgãos ambientais e ao poder legislativo como uma proposição a ser examinada e discutida. Cabe ressaltar que essa regulamentação não necessariamente precisa ocorrer na forma de lei, mas pode ser implementada pelo órgão licenciador na forma de uma deliberação normativa ou instrução de serviço. Apenas para facilitar a comunicação, entretanto, utilizamos o termo “lei” no desenvolvimento do texto.

PROJETO DE LEI PARA A CONSERVAÇÃO DO CAMPO RUPESTRE NO ESTADO DE MINAS GERAIS.

PROJETO DE LEI Nº XXXX/2019

Dispõe sobre a conservação do *campo rupestre* e dá outras providências.

Art. 1º - Essa lei tem como objetivo garantir a preservação de áreas de *campo rupestre* e disciplinar o uso e ocupação do solo nesses locais.

Art. 2º - Para efeito dessa lei considera-se *campo rupestre* o mosaico de vegetação montana, gramíneo-arbustiva, com afloramentos rochosos de quartzito, arenito ou ferro, associado a campos arenosos, pedregosas e encharcados e entremeado por manchas de outros tipos de vegetação, como cerrado, matas de galeria, relictos ou áreas de transição.

§ 1º Na definição referida no caput deste artigo, serão observados os seguintes parâmetros básicos:

- I. Composição florística;
- II. Substrato;
- III. Altitude.

§ 2º Na análise da vegetação descrita no caput, não deverão ser aplicados conceitos relativos à classificação da vegetação em estágios sucessionais de regeneração.

§ 3º Todo e qualquer fragmento de campo rupestre deverá ser tratado como a vegetação de máxima expressão local.

Art. 3º - Para fins do disposto nessa lei entende-se por:

I – Critério Locacional: característica que indica a relevância e a sensibilidade dos componentes ambientais da área objeto de análise do licenciamento.

II – Licenciamento Ambiental: processo administrativo pelo qual o órgão público competente autoriza a localização, instalação, ampliação e/ou a operação de atividades utilizadoras de recursos ambientais, considerados efetiva ou potencialmente poluidoras, ou capazes de causar degradação ambiental.

III – Compensação Ambiental: mecanismo administrativo que visa contrabalancear os impactos ambientais previstos ou já ocorridos por ocasião do estabelecimento de um empreendimento.

Art. 4º - Por meio do estabelecimento de um critério locacional para o campo rupestre, todas as atividades efetivas ou potencialmente poluidoras que solicitarem licença ambiental para se instalar nessas áreas não poderão estar sujeitas ao licenciamento simplificado.

Art. 5º - O licenciamento ambiental de empreendimento que afete direta ou indiretamente área de campo rupestre deverá ser instruído, sem prejuízo a outros estudos e projetos, por um estudo detalhado da flora existente no local, com levantamento de dados primários, coleta de material botânico com depósito em herbário e apresentação de Anotação de Responsabilidade Técnica de profissional devidamente qualificado.

Art. 6º - O órgão ambiental competente deverá coordenar a criação de um grupo de trabalho para o desenvolvimento de um termo de referência específico para a elaboração de estudos em áreas de campo rupestre, buscando a participação da comunidade científica e demais partes interessadas.

Parágrafo único - O grupo de trabalho formado deverá aprimorar o mapa de ocorrência de campo rupestre no estado, validá-lo e transformá-lo em uma camada de informação disponível na Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema), a fim de subsidiar a análise ambiental dos futuros empreendimentos a serem instalados e/ou ampliados.

Art. 7º - A supressão de área de campo rupestre só poderá ser autorizada mediante compensação ambiental, nas seguintes formas:

I – Proteção de uma área de campo rupestre na extensão equivalente a duas vezes a área suprimida, com as mesmas características ecológicas, na mesma bacia hidrográfica e, sempre que possível na mesma microbacia hidrográfica.

II – Pagamento de uma indenização pecuniária no valor equivalente à 0,1% do investimento inicial do empreendimento licenciado.

Parágrafo único – Todo valor arrecadado com a compensação pecuniária deverá ser destinado à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e aplicado exclusivamente no desenvolvimento de pesquisas nas áreas de mapeamento, caracterização e recuperação do campo rupestre.

Art. 8º - Essa lei entra em vigor no ato da sua publicação.

Belo Horizonte, ____ de _____ de _____.

REFERÊNCIAS

- Barros, D. A., Borges, L. A. C., de Oliveira Nascimento, G., Pereira, J. A. A., de Rezende, J. L. P., & Silva, R. A. (2012). Breve análise dos instrumentos da política de gestão ambiental brasileira. *Política & Sociedade*, 11(22), 155-180.
- Bursztyn, M., & Bursztyn, M. A. (2012). *Fundamentos de política e gestão ambiental: os caminhos do desenvolvimento sustentável*. Rio de Janeiro: Garamond, 328.
- Fabian, Y., Bollmann, K., Brang, P., Heiri, C., Olschewski, R., Rigling, A., ... & Holderegger, R. (2019). How to close the science-practice gap in nature conservation? Information sources used by practitioners. *Biological Conservation*, 235, 93-101.
- Fernandes, G. W. (Ed.). (2016). *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil*. Switzerland: Springer International Publishing.
- Fernandes, G. W., Barbosa, N. P. U., Alberton, B., Barbieri, A., Dirzo, R., Goulart, F., ... & Solar, R. R. C. (2018). The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. *Biodiversity and conservation*, 27(10), 2587-2603.
- Fonseca, G. A. (1985). The vanishing brazilian atlantic forest. *Biological conservation*, 34(1), 17-34.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *science*, 162(3859), 1243-1248.
- Heywood, V. H. (2017). Plant conservation in the Anthropocene—challenges and future prospects. *Plant diversity*, 39(6), 314-330.
- Miola, D. T. B., Marinho, A. P., Dayrell, R. L. C., & Silveira, F. A. O. (2019). Silent loss: Misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17, 84-89.
- 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.
- Morellato, L. P. C., & Silveira, F. A. (2018). Plant life in campo rupestre: New lessons from an ancient biodiversity hotspot. *Flora*, 238, 1-10.
- Moura, A. M. M. (2016). *Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas*. Brasília: Ipea.
- OECD - Organisation for Economic Co-Operation and Development. (1992). *The polluter-pays principle: OECD analyses and recommendations*. Paris, Environment Directorate.
- Ostrom, E. (1990). *The evolution of institutions for collective action*. Edición en español: Fondo de Cultura Económica, México.
- Overbeck, G. E., Vélez-Martin, E., Scarano, F. R., Lewinsohn, T. M., Fonseca, C. R., Meyer, S. T., ... & Ganade, G. (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, 21(12), 1455-1460.

Pougy, N., Verdi, M., Martins, E., Loyola, R., Martinelli, G., Rapini, A., ... & Scatigna, A. V. (2015). *Plano de ação nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional.*

Rifkin, J. (2016). *Sociedade com custo marginal zero.* São Paulo: M. Books do Brasil Editora Ltda.

Rodrigues, E. L., Jacobi, C. M., & Figueira, J. E. C. (2019). Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach. *Science of The Total Environment*, 651, 1261-1271.

Rose, C. (1986). The Comedy of the Commons: Commerce, Custom and Inherently Public Property. *The University of Chicago Law Review* 53(3), 711-781.

Silveira, F. A., Negreiros, D., Barbosa, N. P., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., ... & Garcia, Q. S. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and soil*, 403(1-2), 129-152.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O campo rupestre (CR) é um ecossistema único, com altíssima biodiversidade e endemismo e altamente ameaçado. Alertas para sua conservação tem aumentado nos últimos anos, mas grande parte das publicações sobre o tema ocorrem em revistas internacionais e acabam ficando restritas ao meio acadêmico. Apesar dos esforços de alguns grupos de aumentar a divulgação das suas pesquisas em mídias alternativas, essas ações não têm sido suficientes para garantir a implementação de estratégias de conservação mais efetivas. É preciso transcrever as informações científicas à uma linguagem acessível aos tomadores de decisão, para que o discurso não fique restrito a periódicos especializados.

Foi justamente nesse sentido que pensamos na proposição de um instrumento regulamentar para disciplinar o uso e ocupação do solo em áreas de campo rupestre, assim como já existe para a Mata Atlântica. Além disso, uma regulamentação legal pode se tornar efetiva e passar a ser aplicada imediatamente após sua aprovação, independentemente da necessidade de aplicação de recursos públicos, como ocorre no caso da criação de áreas protegidas. A importância de uma legislação específica para o CR ficou evidente quando analisamos o impacto da aplicação da lei da Mata Atlântica nos processos de licenciamento ambiental que autorizaram a supressão desse ecossistema em Minas Gerais.

O campo rupestre abriga espécies altamente especializadas que crescem sobre solos pobres em nutrientes e em condições muito peculiares. Apesar dos avanços recentes, os conhecimentos sobre sua ecologia e restauração ainda apresentam imensas lacunas. Nem mesmo os conceitos de sucessão secundária, amplamente utilizados para habitats florestais, podem ser aplicados ao CR. Há evidências de que esse ecossistema esteja em retrogressão. Nesse sentido, qualquer impacto sobre o solo e a vegetação podem acelerar o processo de simplificação do ecossistema, diminuindo a diversidade e abundância dos organismos. Esse é um dos motivos pelo qual a autorização para intervenção em áreas de campo rupestre precisa ser tratada com cautela. O outro é a dificuldade (para não dizer, impossibilidade) de recuperar áreas degradadas desse ecossistema.

Essa dificuldade está refletida também nas lacunas de conhecimento sobre a ecologia do campo rupestre. Diferentemente de habitats florestais que vem sendo estudado há séculos, o CR só muito recentemente passou a receber mais atenção dos pesquisadores. Grande parte dos estudos,

porém, ainda se restringem a levantamentos florísticos e descrição de novas espécies, tendo em vista que muitas áreas só muito recentemente passaram a ser mapeadas e inventariadas. Nossos dados demonstram que a distribuição desse ecossistema está subestimada e que ele pode ocorrer em manchas isoladas pela maior parte do país, inclusive, em altitudes mais baixas.

Nosso estudo também demonstrou que a nomenclatura utilizada para denominar o campo rupestre precisa ser padronizada, tem em vista os vários nomes utilizados e o impacto dessa confusão terminológica nas políticas de conservação. A Resolução Conama 423/2010, por exemplo, foi originalmente formulada para o campo de altitude, mas passou a ser utilizada para o CR, em parte, porque alguns profissionais consideraram os dois ecossistemas como equivalentes. Por isso sugerimos que o nome campo rupestre seja o único utilizado para designar o mosaico de vegetação montana, gramíneo-arbustiva, com afloramentos rochosos de quartzito, arenito ou ferro, associado a campos arenosos, pedregosas e encharcados e entremeado por manchas de outros tipos de vegetação, independentemente da língua da publicação.

Os dados aqui apresentados não deverão ficar restritos a revistas especializadas. Pretendemos investir em divulgação científica, além de enviar a proposta de instrumento regulamentar diretamente aos órgãos ambientais competentes e representantes do legislativo. Esses contatos já vêm sendo realizados desde a publicação do capítulo 2. O atual secretário de meio ambiente de Minas Gerais, o Sr. Germano Luiz Gomes Vieira, recebeu o artigo publicado na *Perspectives in Ecology and Conservation* e nos informou que encaminhou nossas recomendações para o presidente do Instituto Estadual de Florestas. Esperamos que a partir dessas ações consigamos avançar na discussão e implementação de estratégias de conservação do campo rupestre.