

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS

BRUNO DOS SANTOS FRANCISCO

**Desenvolvimento de protocolos para seleção de espécies e avaliação
de funções ecológicas e serviços ecossistêmicos**

Sorocaba
2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS

BRUNO DOS SANTOS FRANCISCO

**DESENVOLVIMENTO DE PROTOCOLOS PARA SELEÇÃO
DE ESPÉCIES E AVALIAÇÃO DE FUNÇÕES
ECOLÓGICAS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis da Universidade Federal de São Carlos, para obtenção do título de doutor em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Orientação: Prof^a. Dr^a. Fatima Conceição Márquez Piña-Rodrigues.

Coorientador: Prof. Dr. José Mauro Santana da Silva

Sorocaba
2023

Santos Francisco, Bruno dos

DESENVOLVIMENTO DE PROTOCOLOS PARA
SELEÇÃO DE ESPÉCIES E AVALIAÇÃO DE FUNÇÕES
ECOLÓGICAS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS / Bruno
dos Santos Francisco -- 2023.
97f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos,
campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Fatima Conceição Márquez Piña-
Rodrigues

Banca Examinadora: André Luiz Giles de Oliveira, Luis
Filipe Gomes Lopes, Ivonir Piotrowski Santos, Mariana
Morozesk

Bibliografia

1. Mudanças nativas. 2. Técnicas de restauração. 3.
Ecossistemas de montanha. I. Santos Francisco, Bruno
dos. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Bruno dos Santos Francisco, realizada em 31/07/2023.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Fatima Conceição Marquez Piña-Rodrigues (UFSCar)

Prof. Dr. André Luiz Giles de Oliveira (UFSC)

Prof. Dr. Luis Filipe Gomes Lopes (UTAD)

Prof. Dr. Ivonir Piotrowski Santos (UFSCar)

Profa. Dra. Mariana Morozesk (UFSCar)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos familiares, amigos, professores e **todes** que participaram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

RESUMO GERAL

FRANCISCO, B. S. Desenvolvimento de protocolos para seleção de espécies e avaliação de funções ecológicas e serviços ecossistêmicos. Tese (Doutorado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2023.

A atividade econômica, a qualidade de vida e a coesão das sociedades humanas dependem profunda e irremediavelmente dos serviços gerados pelos ecossistemas, sendo relevante o estudo da dinâmica de geração dos serviços ambientais e suas interações com variáveis humanas e funcionais. Para isso podemos utilizar ferramentas que nos ajudam a medir e comparar ambientes, espécies e ecossistemas. Neste trabalho utilizamos diferentes protocolos para avaliar a produção de mudas, diferentes técnicas de restauração ecológica e diferentes ecossistemas em áreas de montanha. No capítulo dois criamos e utilizamos um protocolo para produção de mudas em viveiro com uma abordagem mais ecológica, a partir de atributos escolhidos com base em revisão bibliográfica. No capítulo três utilizamos o protocolo de monitoramento da funcionalidade ecológica para avaliar três técnicas de restauração, sendo uma delas chamada de plantio em faixas, técnica nova na literatura e que mistura o plantio de mudas e a condução da regeneração natural. No capítulo quatro criamos e aplicamos o protocolo de avaliação de serviços ecossistêmicos em uma área de montanha ao norte de Portugal. A adoção de práticas sustentáveis de manejo e a aplicação de análise sistêmica de dados por protocolos servirão para a melhoria dos métodos de restauração e de monitoramento de processos ecológicos e contribuem para a proposição de políticas públicas que valorizem os serviços ambientais prestados por diferentes ecossistemas

Palavras-chave: Mudas nativas. Técnicas de restauração. Ecossistemas de montanha.

ABSTRACT

Economic activity, quality of life and cohesion of human societies depend profoundly and irremediably on the services generated by ecosystems, making it relevant to study the dynamics of generation of environmental services and their interactions with human and functional variables. For this we can use tools that help us measure and compare environments, species and ecosystems. In this work we used different protocols to evaluate seedling production, different ecological restoration techniques and different ecosystems in mountain areas. In chapter two, we created and used a protocol for the production of seedlings in a nursery with a more ecological approach, based on attributes chosen based on a bibliographical review. In chapter three, we used the ecological functionality monitoring protocol to evaluate three restoration techniques, one of which is called strip planting, a new technique in the literature that mixes planting seedlings and conducting natural regeneration. In chapter four, we created and applied the ecosystem service assessment protocol in a mountain area in northern Portugal. The adoption of sustainable management practices and the application of systemic data analysis by protocols will serve to improve methods of restoration and monitoring of ecological processes and contribute to the proposition of public policies that value the environmental services provided by different ecosystems

Keywords: Native seedlings. Restoration techniques. Mountain ecosystems.

Sumário

CAPÍTULO 1	8
1. INTRODUÇÃO GERAL	8
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	9
3. REFERÊNCIAS.....	12
CAPÍTULO 2	16
4. UMA ABORDAGEM PRÁTICA PARA SELEÇÃO DE ESPÉCIES PARA RESTAURAÇÃO EM UM CERRADÃO BRASILEIRO	16
4.1. INTRODUÇÃO	16
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
4.3. RESULTADOS.....	21
4.4. DISCUSSÃO	26
4.5. CONCLUSÃO	28
4.6. REFERÊNCIAS.....	28
CAPÍTULO 3	37
5. PLANTIO EM FAIXAS: UMA NOVA TÉCNICA DE RESTAURAÇÃO SOB A ANÁLISE MULTICRITÉRIO DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA	37
5.1. INTRODUÇÃO	38
5.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	40
5.2.1. Área de estudo.....	40
5.2.2. Análise da funcionalidade ecológica.	43
5.2.3. Análise de dados.....	46
5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.4. CONCLUSÃO	56
5.5. REFERENCIA.....	56
CAPÍTULO 4	63
6. MEDIÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS EM MONTANHA HABITADA: UMA FERRAMENTA PARA PAGAMENTO DE SERVIÇOS DE ECOSSISTEMA	63
6.1. INTRODUÇÃO	65

6.2. OBJETIVOS	67
6.3. MATERIAL E MÉTODOS	68
6.3.1. Área de Estudo	68
6.3.2. Protocolo de Serviços de Ecossistemas (PSE)	69
6.3.3. Amostragem	73
6.3.4. Análise de dados.....	75
6.3.5. Aplicação dos índices para fins de pagamento de serviços ecossistêmicos	76
6.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
6.4.1. Avaliação dos Serviços de Ecossistema.....	78
6.4.2. Aplicação dos índices para fins de pagamento de serviços ecossistêmicos	85
6.4.3. Análise crítica: pagamento de serviços de ecossistema e o abandono de áreas de montanha88	
6.5. CONCLUSÕES	90
6.6. REFERÊNCIAS.....	90
CAPITULO 5	95
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	95

CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO GERAL

As diversas ações da sociedade culminam em diferentes usos de recursos ambientais, aumentando, assim, a fragmentação dos habitats, mudanças ecológicas e climáticas, contaminação dos recursos naturais e perdas da biodiversidade (MENEZES et al., 2012; AGUILAR et al., 2019).

Para avaliar o funcionamento de habitats, ecossistemas, paisagens, recursos hídricos, áreas de restauração, podemos utilizar protocolos com indicadores capazes de identificar se os processos ambientais estão se estabelecendo (RODRIGUES et al., 2009; PIÑA-RODRIGUES et al 2015).

Indicadores eficazes são capazes de mostrar relações de causa e efeito, permitindo a imediata tomada de decisões para a intervenção por manejo nas áreas estudadas (NAEEM e WRIGHT, 2003, VIVEIROS et al 2020). Além disso estes indicadores devem ser: (a) mensuráveis: apresentar fácil medição e/ou quantificação; (b) interpretáveis e (c) de fácil compreensão (SCHULTZ et al., 2012). A escolha dos indicadores deve identificar a capacidade do sistema de se perpetuar no tempo (PIÑA-RODRIGUES et al 2015; Galleti et al., 2018).

Considerando-se os pressupostos apresentados, o método MESMIS - Marco de Avaliação de Sistemas de Recursos Naturais Incorporando Indicadores propõe uma análise de sistemas baseada em sua sustentabilidade (LÓPEZ RIDAURA et al., 2002).

Este método tem como vantagens sua flexibilidade na adaptação a diferentes sistemas e informações e o fato de possibilitar a avaliação ao longo do tempo. Para isto é necessária a definição de indicadores de estabilidade (capacidade do sistema de manter o equilíbrio dinâmico estável), resiliência (capacidade para regressar ao estado de equilíbrio ou manter seu potencial produtivo, mesmo após distúrbio) e de confiabilidade dos sistemas (capacidade de manter a produtividade em níveis próximos ao seu equilíbrio de longo prazo) (LÓPEZ-RIDAURA et al., 2002). Contudo, a sua efetividade ainda depende da aplicação em vários cenários de modo a gerar dados referenciais (MASERA, ASTIER, LÓPEZ RIDAURA, 1999; GALETTI et al., 2018).

De maneira geral, o objetivo do presente trabalho é adaptar e aplicar protocolos com diferentes indicadores que possam contribuir para o manejo sustentável, monitoramento e recuperação da funcionalidade ecológica e serviços ecossistêmicos de

áreas restauradas. A adoção de práticas sustentáveis de manejo avaliadas a partir dos protocolos desenvolvidos servirão para a melhoria dos métodos de restauração e de monitoramento de processos ecológicos e contribuem para a proposição de políticas públicas que valorizem os serviços ambientais prestados por diferentes ecossistemas.

No Capítulo 2, a pesquisa aborda a trajetória de áreas do Cerrado e apresenta uma metodologia prática para selecionar espécies potenciais para a restauração em áreas de Cerradão. A sua execução contribui para a aplicação de um método simples e que pode ser usado em outros ecossistemas.

Nos Capítulos 3 intitulado “Plantio em faixas: uma nova técnica de restauração sob a análise multicritério da funcionalidade ecológica” adaptamos o protocolo de monitoramento da funcionalidade ecológica e avaliamos um sistema de plantio que permite conciliar a restauração pela técnica de plantio de mudas e condução da regeneração natural e como sua adoção pode promover o retorno da funcionalidade ecológica.

No Capítulo 4, a abordagem foca na aplicação da funcionalidade ecológica como importante componente dos serviços ecossistêmicos. Nesta etapa foi avaliada a prestação de serviços ecossistêmicos em áreas de montanha em relação à ocupação e às formas de manejo e como isto contribui para a conservação e gestão de áreas protegidas públicas e privadas. O protocolo desenvolvido permite que se avalie e se compare, dentro da mesma escala, diferentes ecossistemas e serve de base a futuros estudos e ações para fins de valoração e pagamento de serviços ambientais.

No Capítulo 5, apresentamos uma conclusão geral do trabalho, trazendo as principais considerações e sua contribuição e importância à luz da ciência.

2. REVISÃO DE LITERATURA

O aumento de biodiversidade favorece os serviços ambientais criando ambientes adequados para a colonização por mais espécies gerando mais diversidade, essas espécies podem ser consideradas indicadores tanto para esses habitats, como para serviços ecossistêmicos, como para indicar alterações nos ecossistemas e serviços relacionados (BASTIAN, 2013). Além disso com a restauração ecológica almejamos que o ecossistema (a) se torne similar a uma área de referência; (b) abrigue espécies nativas; (c)

abrigue os grupos funcionais necessários à estabilidade e ao desenvolvimento do ecossistema; (d) possua ambiente físico capaz de sustentar populações reproduzindo-se; (e) funcione normalmente, sem disfunções; (f) integre-se com os demais elementos da paisagem; (g) possua poucas ou nenhuma ameaça; (h) seja resiliente aos distúrbios naturais, e (i) seja autossustentável (HALLET et al., 2013).

A dinâmica das mudanças nos ecossistemas formados a partir da restauração ecológica são propícios ao estabelecimento de comunidades vegetais, animais, e possuem funções ecológicas, estas funções podem impactar diretamente e indiretamente o bem estar humano (SUKDEV, 2008). O relatório “The Economics of Ecosystem and Biodiversity” parte-se do princípio de que a atividade econômica, a qualidade de vida e a coesão das sociedades humanas dependem profunda e irremediavelmente dos serviços gerados pelos ecossistemas, sendo relevante o estudo de sua dinâmica de geração e suas interações com variáveis humanas (COSTANZA et al., 1997; DE GROOT; SUKDEV, 2008; WILSON; BOUMANS, 2002). Nesse contexto, as áreas verdes urbanas, periurbanas e selvagens podem ser responsáveis por diversas interações que ocorrem entre seus elementos, caracterizando suas funções ecossistêmicas. Alguns exemplos de ecossistema funções são a transferência de energia, ciclagem de nutrientes, regulação do gás, regulação do clima e ciclo da água.

Essas funções geram Serviços Ecossistêmicos (ou Serviços Ambientais) e, quando naturais, os processos desencadeiam uma série de benefícios, direta ou indiretamente, para o ser humano (MMA, 2019).

Desde meados da década de 1960, um grande número de trabalhos foi identificado com o objetivo de avaliar as funções e serviços ecossistêmicos fornecidos pela natureza com ou sem manejo humano (CONSTANZA et al., 1997; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). Segundo esses autores, existem quatro categorias de funções ecossistêmicas, a reguladora (capaz de regular processos importantes para o suporte de vida), a de suporte ou habitat (contribuir para a conservação de fatores biológicos), a de produção (referente à produção de biomassa, fornecimento de alimentos e matérias-

primas para recursos energéticos, fitofármacos) e a cultural ou de informação (enriquecimento pessoal e coletivo da humanidade).

Nos anos 2000 até os dias atuais, alguns trabalhos vêm utilizando a abordagem de serviços ecossistêmicos e promoção da saúde nas cidades (KENWARD et al., 2011; MATHEY et al., 2015). Jennings, Larson e Yun (2016) demonstraram as relações entre áreas verde urbanas, provedores eficientes de serviços ecossistêmicos e os consequentes benefícios para o meio físico, saúde psicológica e social da população. Panasolo et al. (2019) constataram que os serviços mais importantes prestados pelo verde urbano áreas para gerar bem-estar socioeconômico na cidade de Curitiba foram regulação do clima local, recreação e ecoturismo, manutenção da qualidade do ar, regulação e mitigação da água e de desastres naturais. Faria, Pereira e Junior (2019) em seu estudo realizado em duas áreas-verdes da cidade de Natal, no estado do Rio Grande do Norte, observou que essas áreas fornecem serviços ecossistêmicos substanciais, tanto para a população quanto para o meio ambiente.

A geração de serviços de conhecimento, suporte, provisão e regulação resultam em diversos aspectos favoráveis tanto para as áreas verdes quanto para a população que usufrui destas áreas. A geração de serviços ecossistêmicos também promove o funcionamento de processos ecológicos que, direta ou indiretamente, contribuem para a qualidade ambiental.

A restauração da funcionalidade ecológica está associada a fatores que afetam as comunidades bióticas expressas em seus indicadores de diversidade, estrutura e similaridade da comunidade (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017), e na presença de interações bióticas que interferem no ecossistema funcionamento e provisão de serviços ambientais (Hopper et al., 2004). Assim, o sucesso da restauração das funções ecológicas está associado à medição baseada em 9 indicadores que fornecem informações sobre o ecossistema que está sendo formado (RAMOS FILHO et al., 2007). Neste contexto a teoria Biodiversity and Ecosystem Functioning – BEF (SCHULZE; MOONEY, 1993), traz considerações distintas sobre a exploração e respostas de distúrbios ambientais,

considerando a diversidade como reguladora do funcionamento e da estabilidade em ecossistemas (WRIGHT et al. 2009; CADOTTE et al., 2011).

A escolha de espécies com nichos ecológicos complementares, no intuito de que o ecossistema restaurado possa atingir a estabilidade, ou seja, resistência a distúrbios e a resiliência proporciona a capacidade do ecossistema de voltar à condição pré-distúrbio. A escolha adequada das espécies para que estas exerçam funções diversificadas para o funcionamento do ecossistema, e a presença de espécies funcionalmente redundantes podem assegurar a persistência do ecossistema ao longo do tempo (NAEEM, 1998; TRINDADE-FILHO; LOYOLA, 2010, SANTOS, 2020).

Para avaliar o funcionamento de um ecossistema, podemos utilizar indicadores capazes de identificar se os processos ecológicos estão se estabelecendo e assim traçar medidas preventivas para que esses ecossistemas cheguem o mais próximo possível do ecossistema de referência (RODRIGUES et al., 2009; PIÑA-RODRIGUES et al 2015).

3. REFERÊNCIAS

Aguiar, C. et al. Montanha. Ecossistemas e bem-estar humano: avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment, p. 295-339, 2009.

Aguilar, R. et al. Habitat fragmentation reduces plant progeny quality: a global synthesis. *Ecology letters*, v. 22, n. 7, p. 1163-1173, 2019.

Alamgir M., Turton S.M., Macgregor C.J., Pert P.L. (2016) Assessing regulating and provisioning ecosystem services in a contrasting tropical forest landscape. *Ecol Indic* 64:319– 334.

Bastian, O. The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. *Ecological Indicators*. v. 24, p. 12-22. Jan. 2013.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. (2019). Serviços ecossistêmicos. [Informma - Projetos sobre a biodiversidade]. <http://www.mma.gov.br/informma/item/15320>.

Cadotte, M. W.; Carscadden, K.;Mirotnick, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*. v. 48, i. 5, p. 1079-1087. Out. 2011.

Carvalho, J. P. F. Composition and structure of natural mixed-oak stands in northern and central Portugal. *Forest ecology and management*, v. 262, n. 10, p. 1928-1937, 2011.

Costanza, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, n. 15, p. 253-260, 1997.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.

Faria, B. C.; Pereira, M. A. V.; Saraiva Junior, J. C. Análise comparativa dos serviços ecossistêmicos de áreas verdes da cidade de Natal, Rio Grande do Norte, 2019. 11

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.

Galetti, G., da Silva, J. M. S., Piña-Rodrigues, F. C. M.; Piotrowski, I. (2018). Análise multicriterial da estabilidade ecológica em três modelos de restauração florestal. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, (48), 142-157.

Hernández-Morcillo, M.; Plieninger, T.; Bieling, C. An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological indicators*, v. 29, p. 434- 444, 2013.

Hirons, M.; Comberti, C.; Dunford, R. Valuing cultural ecosystem services. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 41, n. 1, p. 545-574, 2016.

Icnb. 2006. Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Lisboa: Instituto de Conservação da Natureza (www.icnb.pt).

Jennings, V.; Larson, L.; Yun, J. Advancing sustainability through urban green space: Cultural ecosystem services, equity, and social determinants of health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13, n. 2, 2016.

Kenward, R. E. et al. Identifying governance strategies that effectively support ecosystem services, resource sustainability, and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 108, n. 13, p. 5308-5312, 2011.

Lopes, D., Bento, J., Magalhães, M., Ferreira, P. (2010). Alvão-Marão: Preserving Important Natural Resources in a Mountain Range. In: Evelopidou, N., Figueiredo, T., Mauro, F., Tecim, V., Vassilopoulos, A. (eds) *Natural Heritage from East to West*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-01577-9_19

Lopes, L. F. G., dos Santos Bento, J. M. R., Cristovão, A. F. A. C., & Baptista, F. O. (2015). Exploring the effect of land use on ecosystem services: The distributive issues. *Land Use Policy*, 45, 141-149. 12

López-Ridaura, S.; Masera, O.; Astier, M. Evaluating the sustainability of complex socioenvironmental systems. The MESMIS framework. *Ecological indicators*, v. 2, n. 1-2, p. 135- 148, 2002.

Ma (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, D.C

Ghazi H., Messouli M., Yacoubi K. M., Egoh B.N. (2018) Mapping regulating services in Marrakesh Safi region - Morocco. *J Arid Environ* 159:54–65

Martinez, E. A., Casalinho, H. D., de Lima, A. C. R., & Schwengber, J. E. (2017). Oferta de serviços ambientais a partir de diferentes agroecossistemas de base familiar no sul do Rio Grande do Sul. *Agricultura Familiar: Pesquisa, Formação e Desenvolvimento*, 11(1), 71-86.

Masera, O.; Astier, M.; López-Ridaura, S., 1999. Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación MESMIS. *Mundiprensa/GIRA/ UNAM, México*, 103 pp.

Mathey, J. et al. Brownfields as an element of green infrastructure for implementing ecosystem services into urban areas. *Journal of Urban Planning and Development*, v. 141, n. 3, p. A4015001, 2015.

Naeem, S. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*. v. 12, p. 39- 45. Fev. 1998.

Panasolo, A. et al. Percepção dos serviços ecossistêmicos de áreas verdes urbanas de Curitiba/PR. *BIOFIX Scientific Journal*, v.4, n.1, p.70-80, 2019.

Piña-Rodrigues, F.; Silva, J.M.; Piotrowski, I.; Lopes, G.R.; Galetti, G.; Franco, F.S.; Alvares, S.M.R., 2015. Protocolo de monitoramento de funcionalidade ecológica de áreas de restauração.

Poças, I.; Cunha, M.; Pereira, L. S. Dynamics of mountain semi-natural grassland meadows inferred from SPOT-VEGETATION and field spectroradiometer data. *International journal of remote sensing*, v. 33, n. 14, p. 4334-4355, 2012.

Rodrigues R. et al. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Organização por Rodrigues et al. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto Bioatlântica, 2009. 256 p. 13

Santos, I. P. Probabilidade de sucesso de espécies florestais na semeadura direta em restauração ecológica. 2020.

Schultz, E. T. et al. Integrating ecology and economics for restoration: using ecological indicators in valuation of ecosystem services. *Restoration Ecology*. v. 20, n. 3, p. 304-310. Maio 2012.

Schulze, E. D.; Mooney, H. A. (1993). *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer Verlag, New York.

Sherrouse, B. C.; Semmens, D. J.; Ancona, Z. H. Social Values for Ecosystem Services (SolVES): Open-source spatial modeling of cultural services. *Environmental Modelling & Software*, v. 148, p. 105259, 2022.

Sukhdev, P. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. Interim Report of the Convention on Biological Diversity. European Communities, Cambridge, United Kingdom, 2008.

Trindade-Filho, J.; Loyola, R. D. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. *Revista de Biologia Neotropical*. v. 7, n. 2, p. 27-38. Dez. 2010.

Wright, J; Symstad, A.; Bullock, J.; Engelhardt, K. M.; Jackson, L.; Bernhardt, E. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: Naeem, D.E. et al. (Eds) *Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing*. Oxford University Press, p. 167-177. 2009.

CAPÍTULO 2

4. UMA ABORDAGEM PRÁTICA PARA SELEÇÃO DE ESPÉCIES PARA RESTAURAÇÃO EM UM CERRADÃO BRASILEIRO

A PRACTICAL APPROACH TO SPECIES SELECTION FOR RESTORATION IN A BRAZILIAN CERRADÃO

Resumo

Este trabalho teve como objetivo identificar as espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas em um fragmento de cerradão, para fornecer uma lista de espécies potenciais para restauração ecológica. As espécies foram classificadas em duas categorias: (i) Espécies produtoras, comuns e de fácil acesso para produção de mudas e; (ii) Espécies de conservação, recomendadas para manutenção da diversidade e conservação. Das 80 espécies avaliadas, 46% eram espécies de Conservação e 56% eram espécies de Produção. O cerradão é formado principalmente por espécies arbustivas e arbóreas comuns e de fácil acesso para a produção de mudas.

Palavras-chave: Cerrado, Conservação, Mudanças, Fabaceae, Seleção, Hotspot.

Abstract

This work aimed to identify the arboreal, shrubby, and herbaceous species in a fragment of cerradão, to provide a list of potential species for ecological restoration. The species were classified into two categories: (i) Production species, common and easily accessible for seedling production and; (ii) Conservation species, recommended for maintaining diversity and conservation. Among the 80 species evaluated, 46% were Conservation species and 56% were Production species. The cerradão is mainly formed by shrub and arboreal species that are common and easily accessible for seedlings production.

Keywords: Cerrado, Conservation, Seedling, Fabaceae, Selection, Hotspot.

4.1. INTRODUÇÃO

O Cerrado é considerado um dos 25 hotspots mundiais, ou seja, requer conservação porque sua diversidade biológica apresenta alto grau de endemismo, alto risco de extinção de espécies e forte pressão socioeconômica [1]. Além disso, é importante para a proteção dos recursos hídricos [2], armazenamento de carbono [3] e

prestação de serviços ecossistêmicos [4,5]. O Cerrado perdeu 88 milhões de hectares (46%) de sua vegetação nativa, e apenas 19,8% permanecem intactos [6]. Até 2015, mais de 9.000 km² de vegetação foram devastados, o que superou o desmatamento da Amazônia em 52% no mesmo ano [7]. Em 2019, a área suprimida do Cerrado era de 6.484 km² [8]. O bioma também sofre com constantes queimadas, com mais de 21.000 focos de incêndio registrados em 2020 [9]. Por isso, fortalecer as ações de restauração associadas à sua conservação da vegetação remanescente é fundamental para sua proteção, conforme transparecem em instrumentos legais como o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa [10].

O Cerrado apresenta características ecológicas e vegetacionais distintas; e, portanto, neste bioma, a restauração baseada na sucessão secundária de florestas tropicais [11,12] não é suficiente, pois os processos de sucessão não são mediados pela competição por luz [13-16]. Conforme verificado nas técnicas de semeadura direta [16, 17] e plantio de mudas [18], a restauração com espécies de uma única forma de vida pode não ser suficiente para o sucesso da restauração do Cerrado.

Investigações recentes sobre restauração ecológica nas formações vegetais do Cerrado não utilizam apenas espécies arbóreas, mas a combinação de espécies com diferentes formas de vida, como o plantio de gramíneas nativas combinadas com espécies arbóreas [19]; semeadura de espécies arbóreas, arbustos e gramíneas [20]; e plantio de mudas de arbustos [21]. Uma dificuldade neste trabalho de restauração é a falta de mudas de espécies lenhosas e mesmo de outras formas de vida para sua restauração [18].

O primeiro e essencial passo é conhecer as espécies das diversas formas de vida que ocorrem nas áreas de Cerrado, uma vez que a restauração ecológica tradicional muitas vezes se restringe ao uso quase exclusivo de espécies arbóreas exóticas, que podem ser inadequadas e perigosas para as espécies locais [22]. Os estudos sobre as espécies que ocorrem no Cerrado enfocam a composição florística, questões fitossociológicas, estruturais e ecológicas [23-27] e as mudanças em sua composição florística ao longo do tempo [28-30]. Estudos avaliando o potencial e indicando espécies para a restauração do Cerrado são escassos [31].

Na restauração ecológica, as espécies mais utilizadas tendem a ser fáceis de colher, têm um longo período de frutificação, são geralmente abundantes e produzem frutos regularmente [32,33]. Muitas apresentam crescimento rápido e são generalistas com ampla ocorrência natural [34,35], e produzem facilmente mudas. Além disso, deve-se empregar espécies que possam atrair animais como agentes de dispersão e incluir

aquelas que, mesmo sem essas características, estão ameaçadas de extinção ou são endêmicas ou de ocorrência restrita, colaborando para a conservação dessas espécies [36-38].

Nesse contexto em que as florestas não são compostas apenas por espécies com uma única forma de vida e apresentam vários estratos, a equipe de pesquisa desenvolveu um protocolo simplificado para a seleção de espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas em um fragmento de Cerradão, para fornecer um lista de espécies potenciais para restauração ecológica e contribuir para a produção de mudas e conservação de espécies; classificando as espécies em espécies de produção (ou seja, espécies comuns facilmente acessíveis para produção de mudas) e espécies de conservação (ou seja, aquelas recomendadas para manter a diversidade e conservação).

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em um fragmento de Cerradão às margens do Ribeirão do Bonito (coordenadas UTM 22k 594494 E, 7816017,28 S), em aproximadamente 65 hectares (Figura 1). O clima do município de Iturama é do tipo Aw de Köppen [39], um clima tropical com inverno seco, sendo caracterizado por duas estações bem definidas, uma com verões quentes e chuvosos e outra com invernos secos e temperaturas amenas. Localizado no estado de Minas Gerais, Brasil, está em uma região estratégica para a restauração do [Cerradão] por possuir fragmentos remanescentes e áreas com potencial para regeneração natural. Há cerca de 46 anos, tornou-se a sede da Usina Hidrelétrica de Água Vermelha. Atualmente, a Usina Hidrelétrica possui diversas áreas ao redor de seu reservatório destinadas à restauração ecológica.

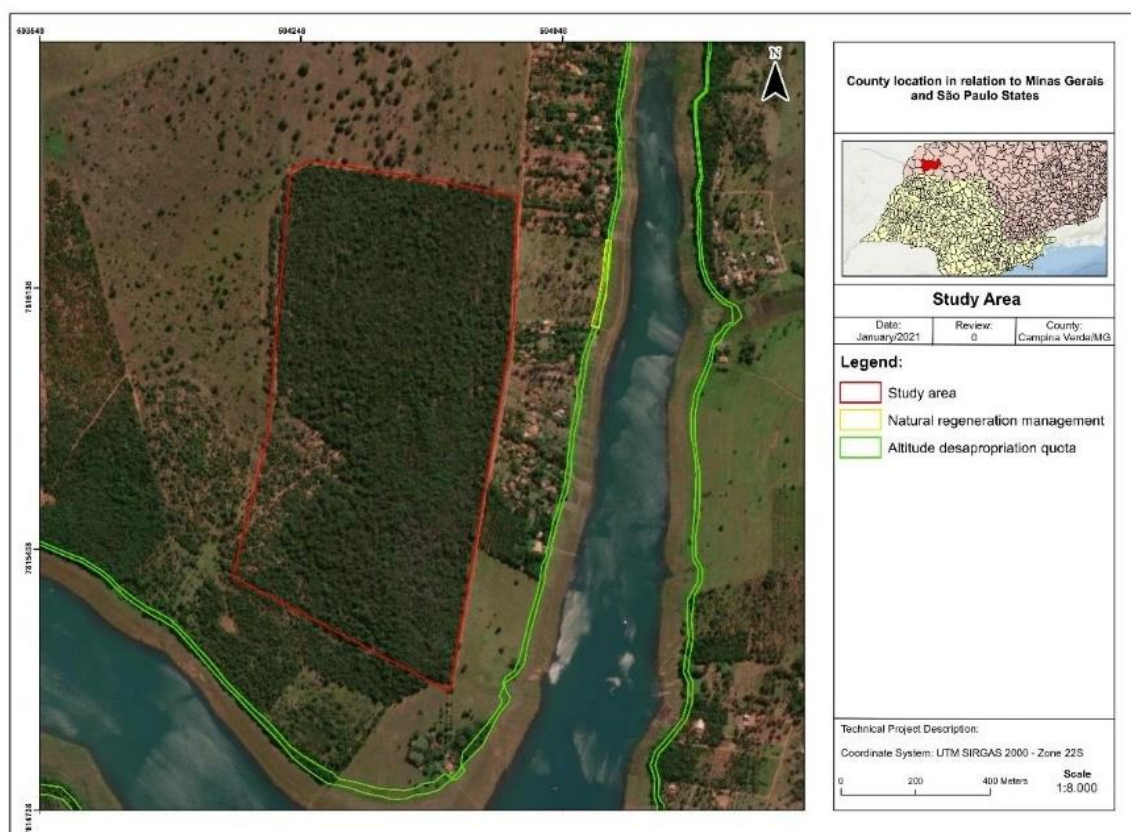


Figura 1. Área de estudo, localizada às margens do Ribeirão do Bonito, Iturama, Minas Gerais, Brasil.

Em julho de 2020, todas as espécies gramíneas, arbustivas e arbóreas observadas ao longo das trilhas locais [40] foram coletadas durante caminhadas de 6 dias, e as espécies foram identificadas no campo e no laboratório quando necessário. A grafia dos nomes científicos, a terminologia válida e os sinônimos foram verificados conforme Flora do Brasil [41].

Após a identificação, as espécies foram classificadas quanto à forma de vida, ocorrência em formações vegetais, potencial para restauração, potencial invasor e viabilidade para produção ou conservação no Cerrado. Quanto à ocorrência, foram classificadas como (a) típicas do Cerrado, quando ocorrem na vegetação do Cerrado; (b) típicas de floresta, quando ocorrem na floresta estacional semidecidual; e (c) espécies gerais, quando ocorrem em ambas as formações vegetais [42]. Para hierarquizar e selecionar espécies para seu uso potencial na restauração do Cerrado, todas as formas de vida foram incluídas, sem usar classificações de acordo com o grupo sucessional (pioneiro) ou não pioneiro, ou mesmo como espécies de preenchimento ou diversidade

[13]. O potencial invasor foi avaliado utilizando os seguintes conceitos: (a) ervas daninhas ou plantas ruderais são aquelas capazes de prejudicar a atividade humana [43], mas são nativas do sistema; (b) invasoras - espécies que, sem intervenção humana, invadem o ambiente e proliferam em ecossistemas naturais afetando o estabelecimento de espécies nativas [44].

Foram realizados levantamentos para cada forma de vida em relação a diversos atributos relacionados à sua autoecologia e distribuição nos ecossistemas; quanto à ocorrência natural, síndrome de dispersão e facilidade de reprodução (Tabela 1). Consideramos Espécies de Produção as espécies comuns facilmente acessíveis para produção e Espécies de Conservação aquelas recomendadas para manter a diversidade e consideradas essenciais para fins de conservação, com base nos pontos atribuídos a cada atributo (Tabela 1).

Para a elaboração do protocolo de seleção, utilizou-se uma tabela de atributos e critérios, sendo aplicado 0 para a ausência de critérios e 1 para a presença deles (Tabela 1). Para classificar as espécies, utilizou-se a soma das notas de todos os atributos considerando que valores iguais ou maiores que 5 indicam espécies com potencial para serem espécies de produção, e quando a soma das notas de todos os atributos foi menor que cinco, elas foram classificadas como espécies de Conservação. As informações foram baseadas na Flora do Brasil [41], Banco de Dados Millenium [45], Lista de Espécies Ameaçadas do Brasil [46], Resolução SMA nº 57/2016 [47], e lista de espécies indicadas para restauração em no estado de São Paulo [38].

Tabela 1. Atributos, critérios e pontuações aplicados na triagem e seleção de espécies potenciais para restauração ecológica em áreas de Cerrado. Categorias de ameaça: CR= criticamente em perigo; PT= ameaçado; UV= vulnerável; NT= quase ameaçado; LC= pouco ameaçado (IUCN, 2020).

Atributo	Critérios	Pontos
Ocorrência Natural	Ampla ocorrência natural em mais de dois estados	1
	Ocorrência restrita	0
Bioma	Espécies Típicas do Bioma Cerrado	1
	Generalista, ocorrendo em outros Biomas além do Cerrado	0
Endemismo	Endêmica do Cerrado	1

Atributo	Crítérios	Pontos
	Não endêmica	0
Raridade	Espécie rara	1
	Espécie comum	0
Nativa de	Nativa do Brasil	1
	Exótica do Brasil ou naturalizada	0
Dispersão	Abiótica (Anemocórica, autocórica, barocórica, hidrocórica)	1
	Biótica (Zoocórica)	0
Categoria de Ameaça	Ameaçada (CR, EN, VU, NT)	1
	Não ameaçada (LC)	0
Fenologia	Período de frutificação maior que três meses/ano	1
	Período de frutificação menor que três meses/ano	0
Potencial Invasivo	Ruderal ou daninha	1
	Planta invasiva	0

4.3. RESULTADOS

Dentre as 80 espécies avaliadas, observamos que 46% (37 espécies) apresentaram notas menores que 5 (entre 2 e 4), consideradas segundo a classificação como espécies de Conservação, e que 56% (43 espécies) apresentaram notas maiores ou iguais a 5 (5 e 6), sendo classificada como espécie de produção (Tabela 2).

Tabela 1. Listagem florística das espécies amostradas no Cerrado de Iturama (MG) com suas formas de vida, pontuação de atributos e grupo de conservação. Formas de vida: Arbusto; Árvore; Erva; Σ pontuação: Pontuação da soma dos atributos; Classificação: Produção; Conservação.

Lista Florística	Forma de vida	Σ Pontuação	Classificação
Anacardiaceae			
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	Arbusto	4	Conservação
<i>Astronium urundeuva</i> (M. Allemão) Engl.	Árvore	4	Conservação
Anonnaceae			
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Árvore	3	Conservação
<i>Annona dioica</i> A.St.-Hil.	Arbusto	3	Conservação
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	Arbusto	4	Conservação
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	Árvore	4	Conservação
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Árvore	4	Conservação
Apocynaceae			
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	Árvore	6	Produção
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Árvore	4	Conservação
Asteraceae			
<i>Pterocaulon lanatum</i> Kuntze	Erva	6	Produção
<i>Vernonanthura brasiliiana</i> (L.) H.Rob.	Arbusto	5	Produção
Bignoniaceae			
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Árvore	4	Conservação
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Árvore	3	Conservação
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Árvore	5	Produção
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Árvore	4	Conservação
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	Arbusto	4	Conservação
Bixaceae			
<i>Cochlospermum regium</i> (Mart. ex Schrank) Pilg.	Arbusto	4	Conservação
Caryocaraceae			
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Árvore	5	Produção
Celastraceae			
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	Arbusto	4	Conservação
Chrysobalanaceae			
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Árvore	4	Conservação

Lista Florística	Forma de vida	Σ Pontuação	Classificação
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	Árvore	5	Produção
Combretaceae			
<i>Terminalia</i> sp	Árvore		
<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	Árvore	3	Conservação
Connaraceae			
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Arbusto	5	Produção
<i>Rourea induta</i> Planch.	Arbusto	4	Conservação
Dilleniaceae			
<i>Curatella americana</i> L.	Árvore	4	Conservação
Ebenaceae			
<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	Árvore	3	Conservação
Erythroxylaceae			
<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	Arbusto	4	Conservação
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.,	Arbusto	2	Conservação
Euphorbiaceae			
<i>Microstachys daphnoides</i> (Mart. & Zucc.) Müll.Arg.	Erva	4	Conservação
Fabaceae			
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	Árvore	6	Produção
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Árvore	4	Conservação
<i>Bauhinia brevipes</i> Vogel	Arbusto	6	Produção
<i>Bauhinia holophylla</i> (Bong.) Steud.	Arbusto	6	Produção
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Árvore	6	Produção
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Árvore	3	Conservação
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	Erva	2	Conservação
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Árvore	5	Produção
<i>Cerradicola diversifolia</i> (Benth.) L.P.Queiroz	Erva	6	Produção
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Árvore	4	Conservação
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	Árvore	5	Produção
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Árvore	4	Conservação
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Árvore	4	Conservação
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Árvore	3	Conservação
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Árvore	5	Produção
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	Árvore	4	Conservação
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	5	Produção

Lista Florística	Forma de vida	Σ Pontuação	Classificação
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Árvore	6	Produção
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	Árvore	6	Produção
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Árvore	5	Produção
Lamiaceae			
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Árvore	3	Conservação
<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze	Erva	5	Produção
Malpighiaceae			
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	Arbusto	5	Produção
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Arbusto	5	Produção
Malvaceae			
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Árvore	6	Produção
<i>Helicteres sacarolha</i> A.St.-Hil., Juss. & Cambess.	Arbusto	5	Produção
Melastomataceae			
<i>Miconia fallax</i> DC.	Arbusto	5	Produção
Moraceae			
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Arbusto	5	Produção
Myrtaceae			
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	Arbusto	5	Produção
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	Árvore	5	Produção
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	Arbusto	5	Produção
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Arbusto	5	Produção
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	Árvore	5	Produção
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Árvore	3	Conservação
<i>Psidium guineense</i> Sw.	Arbusto	4	Conservação
Nyctaginaceae			
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Árvore	4	Conservação
Ochnaceae			
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Árvore	5	Produção
Polygonaceae			
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Árvore	2	Conservação
Proteaceae			
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Árvore	5	Produção
Rhamnaceae			
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Árvore	4	Conservação

Lista Florística	Forma de vida	Σ Pontuação	Classificação
Rubiaceae			
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	Árvore	3	Conservação
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	Árvore	3	Conservação
Indetermined	Arbusto		
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Arbusto	3	Conservação
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Arbusto	3	Conservação
Salicaceae			
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Árvore	3	Conservação
Sapindaceae			
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Árvore	3	Conservação
Sapotaceae			
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Árvore	4	Conservação
Solanaceae			
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Arbusto	5	Produção
<i>Solanum palinacanthum</i> Dunal	Arbusto	4	Conservação
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Arbusto	4	Conservação
Vochysiaceae			
<i>Qualea grandiflora</i> Mart	Árvore	6	Produção

No total, foram identificadas 80 espécies de 68 gêneros pertencentes a 33 famílias (Tabela 2). As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (20 espécies); Myrtaceae (7 espécies), seguida por Annonaceae, Bignoniaceae e Rubiaceae (5 espécies); concentrando 52% das espécies. As espécies com formas arbóreas representaram 59% (48 espécies) das espécies amostradas; arbustos foram 35% (29 espécies) e gramíneas foram apenas 6% (cinco espécies) da comunidade estudada. Fabaceae apresentou o maior número de espécies arbóreas (15 espécies) e Myrtaceae o maior número de espécies arbustivas (4 espécies) (Figura 2).

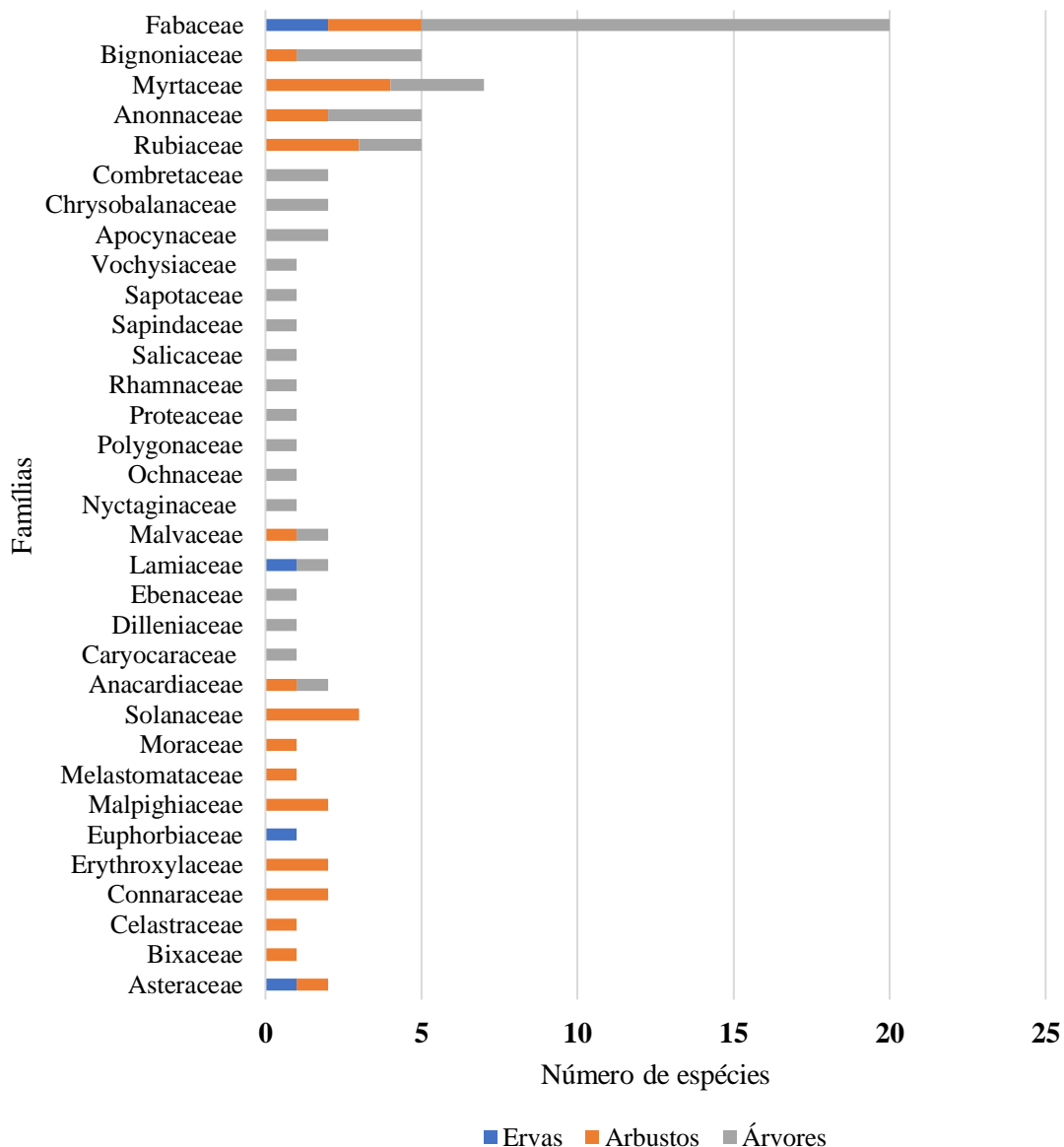


Figura 2. Relação do número de espécies por família para cada forma de vida encontrado no presente estudo.

4.4. DISCUSSÃO

Na comunidade amostrada no Cerradão, apenas 15% das famílias (Fabaceae, Rubiaceae, Bignoniaceae, Annonaceae e Myrtaceae) concentram 52% da riqueza de espécies. Esse padrão e a representatividade dessas famílias também são encontrados em outros fragmentos de Cerrado no estado de Minas Gerais, Brasil [48,49,23,50, 51]. A grande riqueza de indivíduos de Fabaceae no estrato arbustivo e arbóreo do Cerrado de Minas Gerais também foi observada por Costa e Araujo [49] [Apresentar como referência numerada]. *dasycarpum*, *Copaifera langsdorffii* e *Dimorphandra mollis*, e em Giácomo

et al. [23] [Por favor, mostre isso como uma referência numerada.] para *Tachigali subvelutina* (Benth.) Oliveira-Filho, *C. langsdorffi* e *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne, dos quais apenas *C. langsdorffi* foi encontrado em nossa área de estudo. As Myrtaceae apresentaram alta riqueza de espécies em nossa área de estudo e no Cerrado sensu stricto, especialmente no estrato arbustivo [52,53,50].

Um total de 51% das famílias eram monoespecíficas; apresentaram uma única espécie na comunidade. Os gêneros mais ricos em espécies foram *Solanum* e *Eugenia* (três espécies cada), seguidos por *Annona*, *Duguetia*, *Erythroxylum*, *Bauhinia*, *Leptolobium*, *Machaerium*, *Stryphnodendron*, *Terminalia* e *Myrcia* (duas espécies cada), representando 29% das espécies da comunidade. As espécies típicas do Cerrado representaram 80% (66 espécies) das espécies amostradas, as espécies gerais foram 16% (13 espécies) e as espécies florestais apenas 1% (uma espécie) da comunidade amostrada. A riqueza de espécies de Rubiaceae se deu pelas espécies *Coussarea hydrangeifolia*, *Palicourea rigida* e *Tocoyena formosa*, da mesma forma que em Bignoniaceae foi por *Cybistax antisiphilitica*, *Handroanthus ochraceus* e *Tabebuia aurea*, espécies já encontradas em outras áreas do Cerrado mineiro Gerais [49,51].

O Cerradão da área de estudo apresenta um número significativo de espécies típicas do Cerrado e pode ser caracterizado como um Cerrado jovem que não sofreu muito com o adensamento [28]. Houve aumento da riqueza de espécies generalistas, principalmente [de espécies arbóreas, como observado por Francisco [30] estudando um fragmento de Cerradão.] com o hábito arbóreo [30]. Não foi possível avaliar se a área sofreu perturbações. Observou-se uma grande riqueza de espécies típicas do Cerrado, bem como um grande número de espécies arbustivas. Este fato pode indicar que as espécies típicas do Cerrado permanecem na comunidade [30].

A utilização de atributos, critérios e pontuações aplicados à triagem e seleção de espécies com potencial para restauração ecológica em áreas de Cerrado é uma opção baseada em exaustiva revisão de trabalhos científicos e observações de campo [54,55,42,19,56], que pode facilitar e auxiliar no processo de seleção de espécies e como suporte para a produção de viveiros, uma vez que a maioria dos viveiros produz praticamente as mesmas espécies [57]. No protocolo proposto, os atributos e critérios utilizados permitiram a identificação de espécies que possuem as informações necessárias [41,45,46,47,38] para produzir mudas de espécies do Cerrado, representativas da comunidade analisada. Mas um número considerável (37 espécies; 46%) ainda carece de

informações. Essas espécies devem ser consideradas prioritárias para o desenvolvimento de tecnologias de produção voltadas para a restauração.

Uma grande dificuldade na restauração do Cerrado é a obtenção de mudas de espécies típicas e regionais, pois muitas vezes os trabalhos de restauração são realizados sem embasamento científico [18]. Além disso, a maioria dos trabalhos de restauração se concentra no uso exclusivamente de espécies arbóreas, que podem alterar o ecossistema e muitas vezes aumentar a degradação [22]. Este trabalho permitiu a implementação de um protocolo simplificado em uma lista florística. Isso pode permitir o uso do conhecimento local e das espécies locais para restaurar áreas com baixa resiliência, com plantio de mudas [18].

4.5. CONCLUSÃO

A área de Cerradão estudada apresentou a maioria das espécies arbustivas e arbóreas comuns e de fácil coleta com potencial para serem produzidas em viveiros e utilizadas para fins de restauração. No entanto, recomendamos que as espécies que foram classificadas como espécies de Conservação, de acordo com seus atributos, também sejam utilizadas em projetos de restauração ecológica e sejam prioritárias para o desenvolvimento de processos de produção de mudas em viveiros para manter a conservação da diversidade nas áreas de Cerrado.

4.6. REFERÊNCIAS

1. Myers, N., Mittermeier, A. R., et al., 2000, Biodiversity hotspots for Conservação priorities. *Nature* **403** (6772), 853-858. doi: <https://doi.org/10.1038/35002501>
2. Honda, E. A., and G. Durigan, 2016, Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **371** (1703), 1-9. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0313>

3. Lehmann, C. E. R., Anderson, M. T., et al., 2014, Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents, *Science* **343** (6170), 548-552. doi: 10.1126 / science.1247355
4. Boyd, J., and Banzhaf, S., 2007, What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* **63** (2-3), 616-626. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>
5. Overbeck, E. G., Vélez-Martin, E., et al., 2015, Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems, *Diversity and Distribution* **21**, 1455–1460. doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>
6. Strassburg, B. B. N, Brooks, T., et al., 2017, Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* **1**. Available online at: [https://www.iis-rio.org/wp-content/uploads/2019/10/Moment of truth for the Cerrado Hotspot 1.pdf](https://www.iis-rio.org/wp-content/uploads/2019/10/Moment_of_truth_for_the_Cerrado_Hotspot_1.pdf) (accessed 02 Feb 2021).
7. Reis, T., Russo, G., et al., 2017, Climate challenges and opportunities in the Brazilian Cerrado. Belém, Pará, Brazil. Available online at: <https://ipam.org.br/bibliotecas/climate-challenges-and-opportunities-in-the-brazilian-cerrado/> (accessed 12 Jan 2021).
8. Inpe. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019, A área de vegetação nativa suprimida no Bioma Cerrado no ano de 2019 foi de 6.484 km². Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, Brasília, Distrito Federal, Brazil. Available online at: <http://www.obt.inpe.br/OBT/noticias-obt-inpe/a-area-de-vegetacao-nativa-suprimida-no-bioma-cerrado-no-ano-de-2019-foi-de-6-484-km2> (accessed 20 Jan 2021).
9. Inpe, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2020, Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, Brasília, Distrito Federal, Brazil. Available online at: <http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal> (accessed 11 Jan 2021).

10. Brazil. Decree nº8.972, of January 23, 2017, [National Policy for the Recovery of Native Vegetation]. It establishes the National Policy for the recovery of native vegetation. Brasília, DF, 7-10. Available online at: <https://www.climate-laws.org/geographies/brazil/policies/decreo-no-8-972-creating-the-national-policy-for-the-recovery-of-native-vegetation> (accessed 20 DEC 2020).
11. Zhu, J., Lu, D., and Zhang, W., 2014, Effects of gaps on regeneration of woody plants: a meta-analysis. *Journal of Forestry Research* **25**, 501- 510. doi: <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0489-3>
12. Chazdon, R. L., 2014, *Second Growth*. (Chicago: The University of Chicago Press).
13. Rodrigues, R. R., Lima, R. A., et al., 2009, On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**, 1242-1255, 2009. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
14. Durigan, G., and Engel, V. L., 2012, Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? p. 41-68 In: [Martins,]MARTINS, S. V. (Org.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. [Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, Brasil.] Viçosa: Editora UFV. Viçosa, Minas Gerais, Brasil.
15. Pilon, L. A. N., 2016, *Técnicas de restauração de fisionomias campestres do cerrado e fatores ecológicos atuantes*. 2016 Dissertação (Mestre em ciências) de Mestrado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, Brasil.
16. Vieira, M. L. D., Sampaio B. A., et al., 2017, Métodos adaptados para restauração de savanas e florestas secas do Cerrado. *Embrapa Cerrados*. [pp. 45-47.] p. 4.
17. De Oliveira, C. M., Leite B. J., et al., 2019, Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após semeadura direta na recuperação de pastagem abandonada. *Neotropical Biology and Conservation* **14** (3), 313–327. doi: 10.3897/neotropical.14.e38290

18. Cava, M. G. D. B., and Isernhagen, I., 2016, Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea* **43** (2), 301-315. doi: <https://doi.org/10.1590/2236-8906-18/2016>
19. Passaretti, A. R., Pilon., A. L. N., and Durigan, G., 2020, Weed control, large seeds and deep roots: Drivers of success in direct seeding for savanna restoration. *Applied Vegetation Science* **23**, 406-416. doi: <https://doi.org/10.1111/avsc.12495>
20. Pellizzaro, F. K., Cordeiro, O. O. A., et al., 2017, "Cerrado" restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 Árvores, shrubs and grass species, *Brazilian Journal of Botany* **40** (3), 681-693. doi: <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>
21. Davies, W. K., Bates, D. J., and Clenet, D., 2020, Improving restoration success through microsite selection: an example with planting sagebrush seedlings after wildfire. *Restoration Ecology*, **28** (4), 859-868. doi: 10.1111/rec.13139
22. Reis, A., Bechara, C. F., et al., 2003, Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais, *Natureza & Conservação* (1), 28-36. Available online at: <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/recomendados/artigos/reis2003.pdf> (accessed 22 JAN 2021).
23. Giácomo, G. R., G. M. Pereira., et al., 2015, Florística e fitossociologia em áreas de Cerradão e Mata Mesofítica na Estação Ecológica de Pirapitinga, MG. *Floresta e Ambiente* **22** (3), 287-298. doi: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.067913>
24. Kuchla, J. W., Stepka, F. T., et al, 2015, Florística, estrutura horizontal e distribuição diamétrica em área de transição de cerrado e floresta aluvial no município de Campos de Júlio – MT. *Ambiência Guarapuava* **11** (1), 13 – 30. doi: 10.5935/ambiencia.2015.01.01

25. Miguel, P. E., Rezende, V. A., et al., 2017, Florística, estrutura e equações alométricas na estimativa de volume e biomassa em uma área de Cerradão. Londrina, *Ciências Agrárias* **38** (4), 1691-1702. doi: 10.5433 / 1679-0359.2017v38n4p1691
26. De Miranda, C. S., Vasconcelos, A. W., et al., 2017, Cerradão de Goiás e suas relações florísticas e estruturais com outras áreas no Brasil. Enciclopédia Biosfera, *Centro Científico Conhecer* **14** (26). doi: 10.18677/EnciBio_2017B89
27. Silva-Soares, Cordeiro, G. H; I., and Figueiredo, N., 2019, Flora and floristic affinities of the Cerrados of Maranhão state, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* **76**, n. (1), 1-21. doi: <https://doi.org/10.1017/S0960428618000215>
28. Abreu, R. C. R., Hoffmann, A. W., et al., 2017, The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. [*Science Advances*] *Science advances* **3** (8). doi:10.1126 / sciadv.1701284
29. Da Silva, S. L., Costa, R. T., 2020, Variações pós-fogo na composição florística das fitofisionomias do Cerrado em Curvelo, Minas Gerais, Brasil. *Floresta e Ambiente* **27** (3). doi: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.018818>
30. Francisco, B. S. *Composição, estrutura e evolução temporal de um fragmento de Cerrado no sudeste do Brasil*. Dissertação (Mestre em Biociências). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências, Bauru, São Paulo. Available online at: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/202728>. (accessed 22 OCT 2020).
2020.
31. Pilon, L. A. N., and Durigan, G., 2013, Critérios para indicação de espécies prioritárias para restauração da vegetação de Cerrado. *Scientia Forestalis* **41**(99), 389-399. Disponível online at: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr99/cap10.pdf> (accessed 13 JAN 2021).

32. Stephenson, A. G., 1981, Flower and fruit abortion: proximate causes and ultimate functions. *Annual Review of Ecology and Systematics* **12**, 253-279. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.12.110181.001345>
33. Vieira, F. A., and Carvalho, D., 2009, Maturação e morfometria dos frutos de *Miconia albicans* (Swartz) Triana (Melastomataceae) em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana em Lavras, MG. *Revista Árvore* **33** (6), 1015-1023. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622009000600004>
34. Ferreti A. R., and Britez, R. M., 2005, A restauração da Floresta Atlântica no litoral do Estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: Galvão APM, Porfírio-da-Silva V, editores. *Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso*. Colombo: EMBRAPA.
35. Kageyama, P. Y., and Gandara, F. B. 2000, Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, [Rodrigues,] R. R.; [Leitão-Filho,] LEITÃO– FILHO, H. F. (Org.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/FAPESP, pp. 249-270.
36. Pakkad, G., Torre, F., S, et al., 2003, Selecting seed Árvores for a forest restoration program: A case study using *Spondias axillaries* Roxb. (Anacardiaceae). *Forest Ecology and Management* **99** (1-3), 363-70. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00092-6)
37. Brancalion, S. H. P., Gandolfi, S., and Rodrigues, R. R., 2015, Restauração Florestal. São Paulo: *Oficina de Texto*.
38. Barbosa, L. M., . Shirasuna, T. R., et al., 2017, Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, *Instituto de Botânica*, São Paulo. Brasil.
39. Koeppen, W., 1948, *Climatología: con un estudio de los climas de la Tierra*. Mexico City: Fondo de Cultura Economica.

40. Walter, B. M. T., and Guarino, E., 2006, Comparação do método de parcelas com o "levantamento rápido" para amostragem da vegetação arbórea do Cerrado sentido restrito. *Acta Botanica Brasilica* **20** (2), 285-297. doi: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000200005>
41. Flora do Brasil 2020. *Instituto de Pesquisas Jardim botânico do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. Available online at: <http://reflora.jbrj.gov.br/> (accessed 29 JAN 2021).
42. Durigan, G., Siqueira, M. M., Franco, G, A, D, C., Contieri, W, A., 2004, A flora arbustivo-arbórea do Médio Paranapanema: base para a restauração dos ecossistemas naturais. Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: *Páginas & Letras*. pp. 199-239.
43. Carvalho, L. B., 2013, *Plantas daninhas*. Lages: L. B. Carvalho.
44. Fragoso, R. O., Carpanezi, A. A., Koehler, H. S. et al., 2017, Barriers to establishment of natural regeneration in abandoned pastures. *Ciência Florestal*. **27** (4), 1451-1464. doi: <https://doi.org/10.5902/1980509830331>
45. KewScience (Millenium Data Bank). 2020. Available online at: <http://www.plantsoftheworldonline.org> (accessed 12 DEC 2021).
46. CNCFlora, 2020, Lista Vermelha. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, Brasil. Available at: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> (accessed 12 DEC 2020).
47. São Paulo. Resolution SMA n°57/2016 of June 05, 2016. Publishes the second review of the official list of endangered plant species in the State of São Paulo. *Secretaria do Estado do Meio Ambiente*, São Paulo, Brasil.
48. Balduino, C. P. A., and Souza, L. A., 2005, Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado da flora de Paraopeba-MG. *Revista Árvore* **29** (1), 25-34. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000100004>

49. Costa, A. A., and Araújo, G. M. D., 2001, Comparação da vegetação arbórea de Cerradão e de Cerrado na Reserva do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. *Acta botanica brasílica*, **15** (1), 63-72, 2001. doi: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062001000100008>
50. Neri, V. A.; A. A. J. Meira Neto., et al., 2007, Composição florística de uma área de cerrado sensu stricto no município de Senador Modestino Gonçalves, Vale do Jequitinhonha (MG) e análise de similaridade florística de algumas áreas de cerrado em Minas Gerais. *Revista Árvore* **31** (6), 1109-1119. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000600016>
51. Souza, P. B. D., and Saporetti Junior, A. W., 2010, Florística de uma área de Cerradão na floresta nacional de Paraopeba-Minas Gerais. *Cerne* **16** (1), 86-93. doi: <https://doi.org/10.1590/S0104-77602010000100010>
52. Appolinario, V., and Schiavini, I., 2002, Levantamento fitossociológico de espécies arbóreas de cerrado (stricto sensu) em Uberlândia-Minas Gerais. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* **10**. Available online at: <http://revistas.jardimbotanico.ibict.br/index.php/Boletim/article/view/917830> (accessed 12 FEV 2021).
53. De Araújo, G. J. E., De Souza N. F., et al., 2007, Diversidade e estrutura de seis fragmentos de cerrado stricto sensu no extremo norte de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Biociências* **5** (52), 546-548. Available online at: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/481> (accessed 25 JAN 2021)
54. Altivo, F., and Pinã-Rodrigues, F. C. M., 2017, Funcionalidade ecológica da restauração de áreas degradadas no bioma mata atlântica, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, **43**, 17-31. doi: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170175>

55. Campos, B. H. D., Dalbeto, A. C., et al., 2020, Root parasitism by *Scybalium fungiforme* Schott & Endl. is not random among host species in seasonal tropical forest. *Acta Botanica Brasilica* **34** (1), 149-154. doi: <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0033>
56. Rodrigues, R. R.; P. H. S. Brancalion., and I. Isernhagen. 2009. Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. *São Paulo: Instituto BioAtlântica*, pp. 260.
57. Vidal, C. Y., Naves, R. P., et al., 2019. Assessment of the nursery species pool for restoring landscapes in southeastern Brazil. *Restoration Ecology* **28** (2), 427-434. doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13096>

CAPITULO 3

5. PLANTIO EM FAIXAS: UMA NOVA TÉCNICA DE RESTAURAÇÃO SOB A ANÁLISE MULTICRITÉRIO DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA

Band planting: a new restoration technique under the multi-criteria analysis of ecological functionality

Resumo

Avaliamos o plantio em faixa (BP) para acessar sua eficiência na restauração de processos ecológicos usando um protocolo multicritério conhecido como Framework for the Evaluation of Natural Resource Management Systems Incorporating Sustainability Indicators (MESMIS) para obter o índice de consolidação da funcionalidade ecológica (EFCI). Amostrou-se um plantio de 4,3 ha⁻¹, com idade de 3 anos, com PF, espaçamento de 1,5 m entre faixas, espaçamento de 2 m entre mudas e uma faixa de regeneração natural de 3,5 m, dez áreas com plantio convencional (PC), com idade 5 anos, nos modelos de cobertura e diversidade, e dez áreas restauradas por regeneração natural (RN), com 4 anos. A amostragem foi realizada em 36 blocos de 10 m x 10 m, totalizando 144 parcelas, sendo 15 quadras para BP, 11 quadras para CP e 10 blocos para NR. A riqueza de espécies foi semelhante entre as áreas; no entanto, houve diferença significativa entre a PA e as demais áreas (CP e NR) pelo teste de Dunn ($p < 0,05$). A área RN teve a maior diversidade ($H' = 3,03$; $J' = 0,76$), seguida por PF ($H' = 2,56$; $J' = 0,62$) e PC ($H' = 2,0$; $J' = 0,48$), enquanto a área A área BP (4.348 ind.ha⁻¹) apresentou a maior densidade. O PF teve o maior EFCI para diversidade (0,100), controle e manejo (0,067) comparado ao RN, para diversidade (0,022), e semelhante ao PC em proteção do solo e ciclagem de nutrientes (0,047). PF foi eficiente na recuperação de processos ecológicos iniciais em condições semelhantes a fragmentos em estágio inicial de sucessão.

Palavras-chave: restauração ecológica, atributos funcionais, indicadores, funções ecológicas.

Abstract

We evaluated band planting (BP) to assess its efficiency in the early restoring of ecological processes using a multi-criteria protocol known as Framework for the Evaluation of Natural Resource Management Systems Incorporating Sustainability Indicators (MESMIS) to obtain the ecological functionality consolidation index (EFCI). We sampled a 4.3 ha⁻¹ plantation, aged 3 years, with BP, 1.5-m space between bands, 2-

m space between seedlings, and a 3.5-m band of natural regeneration, ten areas with conventional planting (CP), aged 5 years, in the coverage and diversity models, and ten areas restored by natural regeneration (NR), aged 4 years. Sampling was carried out in 36 10 m x 10 m blocks, totaling 144 plots, 15 blocks for BP, 11 blocks for CP, and 10 blocks for NR. Species richness was similar between the areas; however, there was a significant difference between BP and the other areas (CP and NR) by the Dunn's test ($p < 0.05$). The NR area had the highest diversity ($H' = 3.03$; $J' = 0.76$), followed by BP ($H' = 2.56$; $J' = 0.62$), and CP ($H' = 2.0$; $J' = 0.48$), whereas the BP area (4.348 ind.ha⁻¹) had the highest density. The BP had the highest EFCI for diversity (0.100), control, and management (0.067) compared to NR, for diversity (0.022), and similar to CP in soil protection and nutrient cycling (0.047). BP was efficient in recovering early ecological processes under conditions similar to fragments in the initial stage of succession.

Keywords: ecological restoration, functional attributes, indicators, ecological functions.

5.1. INTRODUÇÃO

Diversos compromissos globais têm pautado a restauração ecológica de áreas degradadas como forma de enfrentar as questões ambientais (Antoniuzzi et al., 2016), com foco nas mudanças climáticas, apontadas como a principal alternativa para o necessário sequestro de carbono da atmosfera (Benini e Adeodato, 2017). Recentemente, o Brasil assumiu compromissos internacionais envolvendo a restauração de 12,5 milhões de hectares até 2030 (Calmon, 2020). Assim, para alcançar metas ambiciosas como restaurar 350 milhões de hectares até 2030 (Dave et al., 2019), é necessário desenvolver técnicas de restauração ecológica mais eficientes e meios para monitorar o sucesso das restaurações por meio do retorno de processos ecológicos (Hobbs et al., 2019). al., 2011).

No Brasil, vários modelos de restauração têm sido produzidos para recuperar ecossistemas degradados, como o método de Miyawaki (1999) e o modelo denso-diverso-funcional, que tem como premissas uma rápida cobertura do solo, favorecendo os processos de sucessão e ciclagem de nutrientes, utilizando um alto densidade de indivíduos, alta riqueza de espécies e alta diversidade de funções ecológicas em sua implantação (Piña-Rodrigues et al., 1997; Schirone et al., 2011; Galletti et al., 2018).

Embora a restauração por plantio de mudas seja uma das técnicas mais utilizadas (Schorn et al., 2010), outras alternativas também podem ser utilizadas, combinadas e/ou

isoladas, que requerem menor investimento de recursos, como (1) realização de regeneração, especialmente em áreas de difícil acesso (Leal-Filho et al., 2013), (2) a nucleação baseada na formação de núcleos de biodiversidade que favorecem o processo de sucessão ecológica (Reis et al., 2003), o uso de grupos funcionais como proposto por Gandolfi et al (2009) com as chamadas “espécies de preenchimento”, que crescem rapidamente cobrindo o solo, e “espécies de diversidade”, que geralmente são mais lentas no crescimento e demoram mais para cobrir o solo, mas aumentam as espécies riqueza. Combinações entre técnicas agroecológicas e agroflorestais como fase de transição no início da restauração florestal também foram propostas com o objetivo de conciliar restauração ecológica com desenvolvimento sustentável. (Vieira e outros, 2009).

Apesar dos vários modelos de restauração, é necessário avaliar sua eficiência na restauração de processos ecológicos. A restauração da funcionalidade ecológica está relacionada a fatores que afetam as comunidades bióticas expressas em seus indicadores de diversidade, estrutura e similaridade da comunidade (Gatica-Saavedra et al., 2017) e na presença de interações bióticas que interferem no funcionamento do ecossistema e na provisão de recursos ambientais. serviços (HOOPER et al., 2004). Assim, o sucesso da restauração das funções ecológicas está associado a meios de medição por meio de indicadores que fornecem informações sobre o ecossistema que está sendo formado (Ramos Filho et al., 2007).

O método conhecido como MESMIS (Framework for the Assessment of Natural Resource Management Systems Incorporating Sustainability Indicators) tem ampla aplicabilidade em diferentes atividades ao redor do mundo (Loureiro et al., 2020) e é classificado como flexível e adaptável por refletir as especificidades dos contextos avaliados (Cândido et al., 2015). Apesar de ser amplamente utilizado na agroecologia, devido à sua versatilidade, também pode ser utilizado para avaliar a recuperação de funções ecológicas em diferentes modelos de restauração (Galletti et al., 2018). O método é baseado em indicadores de estabilidade, que seria a capacidade do sistema de manter um equilíbrio estável, na resiliência, que é a capacidade de retornar ao equilíbrio ou manter seu potencial produtivo após distúrbios, e na confiabilidade do sistema, definida como a capacidade de manter produtividade em níveis próximos ao seu equilíbrio ao longo do tempo (López-Ridaura et al., 2002; Theodoro et al., 2011; Pinã-Rodrigues et al., 2015; Galetti et al. 2018).

Nesse contexto, diante das demandas por métodos de restauração que recuperem com eficiência as funções ecológicas de um ecossistema, uma vez que a utilização de

modelos de restauração pré-estabelecidos com base nos ajustes de cada condição tem sido apontada como uma das causas do insucesso nos plantios de restauração (Durigan et al., 2010), avaliamos uma nova técnica de restauração ecológica chamada plantio em faixa por meio de sua funcionalidade ecológica proposta por Piña-Rodrigues et al. (2015). Considerando o exposto, este trabalho pretende responder as seguintes questões:

- A técnica de restauração do plantio em faixa é eficiente na restauração da estabilidade e resiliência, confiabilidade e processos ecológicos em comparação ao plantio convencional de mudas e regeneração natural?
- Que condições ou processos afetaram o estabelecimento da funcionalidade ecológica nos modelos de restauração avaliados?

5.2. MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1. Área de estudo

O levantamento foi realizado em 21 áreas, totalizando 31,7 hectares, localizadas nos municípios de Borborema, entre 384 – 387 m de altitude, e Itapira, a 954 m de altitude, ambos no estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). As áreas antes da desapropriação eram utilizadas como pasto para gado com capim (*Paspalum notatum* Flüggé).

As regiões são caracterizadas com predominância de Floresta Estacional Semidecidual, com clima tropical e pouca chuva no inverno, classificada por Köppen como Aw (Alvares et al., 2014). A temperatura média é de 22,2 °C e a precipitação média anual é de 1,231 mm. Agosto é o mês mais seco, com 19 mm. A maior precipitação ocorre em janeiro, com média de 234 mm. Janeiro é o mês mais quente do ano, com temperatura média de 24,8°C. A temperatura média em junho é de 18,5 °C (Climate-Data.org, 2019).

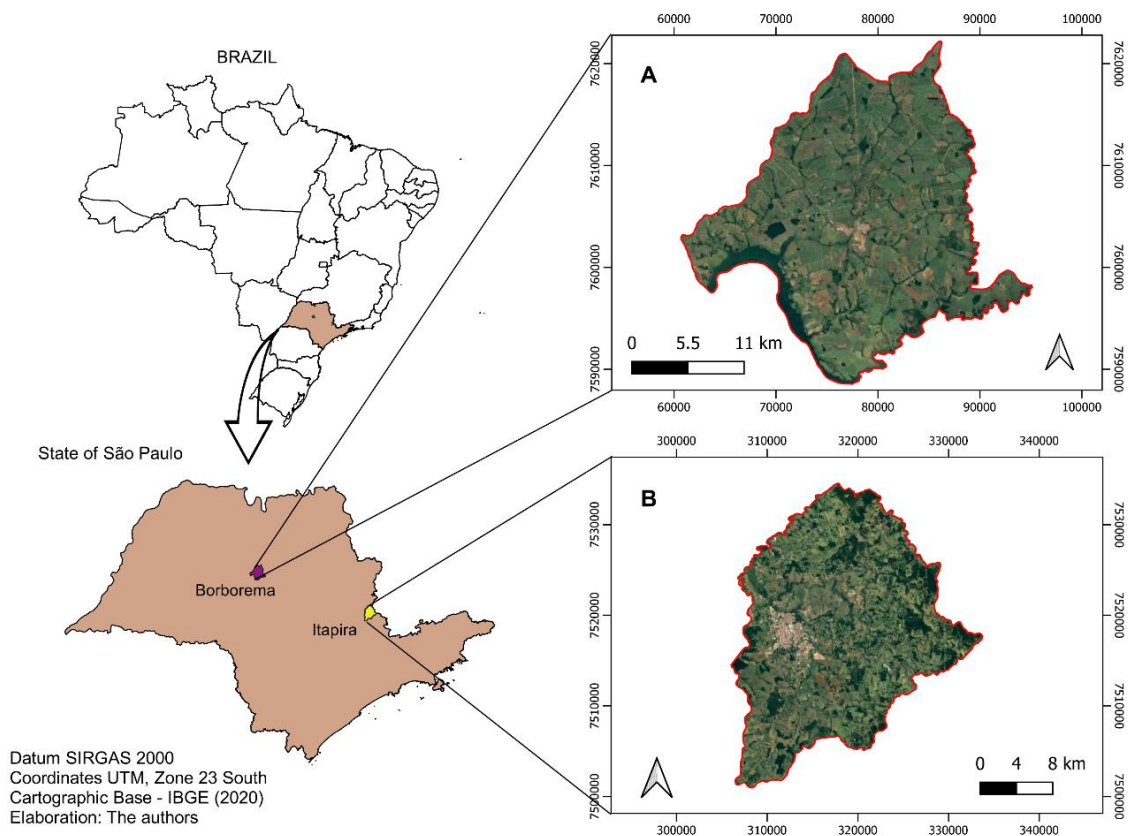


Figura 1. localização das áreas de estudo. (A) município de Borborema e (B) município de Itapira.

No entorno das áreas de estudo, foram observados fragmentos de floresta estacional semidecídua, com vegetação secundária, com estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo. O dossel tem aproximadamente 12 metros de altura, com espécies emergentes. O dossel é ocasionalmente interrompido, com espécies exóticas de arbustos e gramíneas nas aberturas.

O primeiro tratamento foi realizado por plantio em faixa (PF), com idade de três anos, onde foram distribuídas 8.600 mudas de 97 espécies arbustivas e arbóreas em uma área de 4,3 hectares. A segunda compreendeu dez áreas com plantio convencional (PC), com idade de cinco anos, onde foram plantadas 22.455 mudas de 97 espécies arbustivas e arbóreas em 13,47 hectares. O terceiro tratamento foi constituído por dez áreas com condução de regeneração natural (NR), com idade de 4 anos, totalizando cerca de 14 hectares (Figura 2).

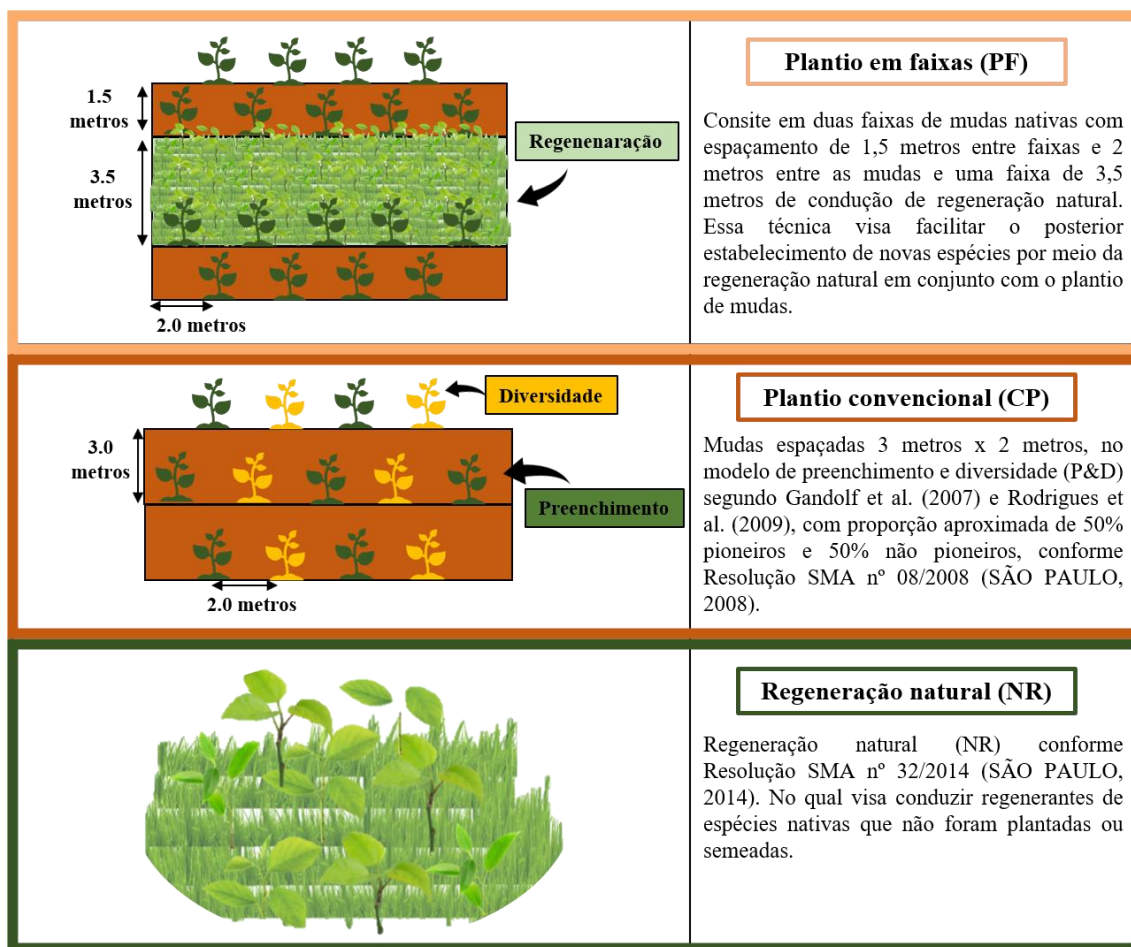


Figura 2. Descrição dos tratamentos (modelos de restauração) estudados.

Fonte: Os autores.

As coletas foram realizadas entre junho e julho de 2020, em 36 talhões totalizando 144 parcelas, sendo 15 talhões para o método de plantio em faixa, 11 talhões para o plantio convencional e 10 talhões para o método de condução da regeneração natural. Para os descritores de diversidade e parâmetros funcionais da comunidade, todos os indivíduos arbóreos foram identificados, sendo medidos sua altura total (cm) e circunferência à altura do peito (CAP).

Cada espécie foi classificada por grupo sucessional (pioneira e não pioneira), utilizando os mesmos critérios da Resolução SMA nº 08 (SÃO PAULO, 2008) e Barbosa et al. (2015). Os espécimes arbóreos observados foram avaliados quanto à presença de trepadeiras e epífitas vasculares. No descritor de controle e manejo, foi estimada a cobertura do solo por copa, calculada de acordo com as indicações da Resolução SMA nº 32/2014 (SÃO PAULO, 2014).

A cobertura de copa (%), cobertura com gramíneas exóticas (%) e avaliação dos impactos causados pela presença humana, tanto positivos (manejo, capina e ausência de

queimadas) quanto negativos (trilhas, veredas e queimadas), foram avaliados por meio de inspeção visual dos blocos de 100 m². Com relação à proteção do solo e aporte de serrapilheira, foram estimados os seguintes descritores: cobertura do solo com plantas herbáceas (%), cobertura do solo com indivíduos em regeneração (%), cobertura morta (%) e altura da serrapilheira (cm).

Os indicadores de cobertura do solo com serrapilheira, cobertura morta, cobertura do solo com herbáceas, cobertura com indivíduos em regeneração e cobertura com gramíneas exóticas foram obtidos por meio de uma tabela de 0,50 x 0,50 m, subdividida em 4 quadrados de 0,25 x 0,25 metros, lançados em 3 pontos de cada parcela. Cada grade preencheu mais da metade de sua área, representando 25% de cobertura. Posteriormente, foi calculado o percentual médio de cobertura para cada indicador.

5.2.2. Análise da funcionalidade ecológica.

Como as interações em sistemas restaurados ou o processo de restauração seguem trajetórias em diferentes níveis, a seleção multicriterial de indicadores utilizando o MESMIS (“Framework for the Evaluation of Natural Resource Management Systems Incorporating Sustainability Indicators”) permite a criação de protocolos para a seleção e aplicação de indicadores, de forma a permitir combinar variações temporais e espaciais para avaliar processos ecológicos (Maser et al., 1999; Priego-Castillo et al., 2009; Cândido, 2015). Assim, o protocolo MESMIS (Maser et al., 1999), adaptado por Piña-Rodrigues et al. (2015), foi utilizado para avaliar os diferentes métodos de restauração, para os quais os atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade, descritores e cenários referenciais foram definidos e avaliados por meio de indicadores e seus parâmetros (Galleti et al. 2018). Para cada indicador, foram propostos cenários e referências positivos e negativos, com base em revisão bibliográfica (Tabela 1).

Tabela 1. Protocolo para avaliação da funcionalidade ecológica de áreas em restauração com base no sistema MESMIS.

Atributo	Descritores	Indicadores	Cenários e Referências	Parâmetros
Estabilidade e Resiliência	Diversidade da comunidade	Diversidade de espécies arbóreas (H')	Índice de Shannon próximo ao esperado para fragmentos referência estudados da região com $H' = 3,676$.	$H' > 3,0 = 3$ $1,0 < H' < 2,9 = 2$ $H' < 0,9 = 1$
		Riqueza de espécies nativas (S)	Indesejável: inferior ao previsto na Resolução SMA nº 08/08. Regular: baixa diversidade prejudica o estabelecimento da comunidade futura. Desejável: de acordo com a Resolução SMA nº 08/08.	N° espécies $> 30 = 3$ $10 > N^\circ$ espécies $< 30 = 2$ N° espécies $< 10 = 1$
		Densidade de indivíduos arbóreos (n° .ha-1) (d)	Indesejável: alta mortalidade, considerando a densidade de plantas recomendada pela Resolução SMA nº 08/08. Regular: valores médios de densidade baseados na Resolução SMA nº 08/08. Desejável: valores aproximados aos recomendados pela Resolução SMA nº 08/08.	$> 1.200 = 3$ > 800 e $< 1.200 = 2$ > 400 e $< 800 = 1$ $< 400 = 0$
		Equitabilidade (J')	Índice de Pielou (J') similar ao de áreas de floresta secundária da região. Valor da área de referência ($J' = 0,904$).	$J' \geq 1 - alta = 3$ $0,5 < J' < 0,9 - média = 2$ $J' < 0,5 - baixa = 1$
		N° de indivíduos/grupo sucessional (IND/Ge)	Indesejável: não atende à Resolução SMA nº 08/08. Desejável: atende à Resolução SMA nº 08/08.	$> 40\%$ e $< 60\%$ de espécies/grupo = 3 IND $< 40\%$ e IND $> 60\%$ de espécies/grupo = 1
Estabilidade e Resiliência	Diversidade Funcional	N° de espécies por grupos sucessionais das espécies arbóreas D(GE)	Maior número de espécies não pioneiras presentes no sistema.	$P < NP = 3$ $P \pm NP = 2$ $P > NP = 1$
		Área basal média – AB (m^2)	Similar à AR	$AB > AR = 3$ $AB \approx AR = 2$ $AB < AR = 1$
		Diversidade de funções ecológicas – F (eco)	Como principais funções da floresta foram consideradas: (a) presença de espécies adubadoras ou fertilizadoras (com interação com microrganismos para fixação de nitrogênio); (b) aporte de biomassa (espécies caducifólias); (c) atração de fauna (espécies zoocóricas); (d) cobertura do solo (copas largas e densas).	$F(\text{eco}) > 4 = 3$ $1 > F(\text{eco}) < 4 = 2$ $1 F(\text{eco}) = 1$ Nenhuma função = 0
		Epífitas (EPI)	Indesejável: ausente. Desejável: presente, predomínio de posição nos terços superiores (TS) e médios (TM) dos indivíduos arbóreos. Referencial: Resolução nº 04/1994 (BRASIL, 1994).	Abundantes = 3 Regular/presentes = 2 Poucas = 1 Ausente = 0
		Cipós e lianas (CIP)	Indesejável: dominando a copa das árvores, em especial os terços superiores e médios.	Ausente = 3 Poucas = 2 Regulares, presentes = 1

Atributo	Descritores	Indicadores	Cenários e Referências	Parâmetros
				Abundantes = 0
Confiabilidade	Controle e manejo	Cobertura de copa – CC (m) (%)	3 anos > 15%. 5 anos > 30%. Referencial: Resolução SMA nº 32/14 (SÃO PAULO, 2014).	CC > 80 = 3 30% < CC < 80 = 2 15% < CC < 30 = 1 CC < 15% = 0
		Fechamento de dossel – L (%)	Indesejável: áreas abertas, sem cobertura de copa, com luminosidade superior a 50%. Desejável: áreas fechadas com menor incidência de luz (< 50%).	0 < L < 25% = 3 25% < L < 50% = 2 50% < L < 75% = 1 75% < L < 100% = 0
		Cobertura do solo com gramíneas invasoras – GRAM (%)	Indesejável: Resolução SMA nº 08/08 prevê controle inicial de competidoras. Desejável: baixa densidade de invasoras é favorável ao desenvolvimento das nativas.	Ausente a 10% = 3 > 10 a 25% = 2 25 a 50% = 1 > 50% de cobertura = 0
		Presença humana positiva – Phum (+) (impactos positivos)	Visitas periódicas e manejo da área.	Manejo recente = 3 Manejo antigo = 2 Não manejado = 1
		Presença humana negativa – Phum (-) (impactos negativos)	Presença de vestígios de incêndios na área, trilhas, caminhos e lixo.	Não visitado = 3 Pouco visitado = 2 Muito visitado = 1
	Proteção do solo e aporte de serapilheira	Cobertura do solo com regenerantes (herbáceas) – % herb	Indesejável: ausência de regenerantes. Regular: presença de alguns regenerantes na área. Desejável: presença de regenerantes.	75 a 100% = 3 50 a 75% = 2 25 a 50% = 1 1 a 25% = 0
		% de cobertura de regenerantes - % reg	% de serapilheira próxima à encontrada na área de referência (75 a 100%).	75% a 100% = 3 50% a 75% = 2 25% a 50% = 1 1% a 25% = 0
		% de cobertura de matéria morta no solo - % mmort	% de serapilheira próxima à encontrada na área de referência (75 a 100%).	75% a 100% = 3 50% a 75% = 2 25% a 50% = 1 1% a 25% = 0
		% serapilheira cobrindo o solo – % ser	% de serapilheira próxima à encontrada na área de referência (75 a 100%).	75 a 100% = 3 50 a 75% = 2 25 a 50% = 1 1 a 25% = 0
		Altura da serapilheira (cm) – H-Ser	Serapilheira cobrindo o solo com valores similares à área de floresta secundária na região (AR).	Maior AR = 3 Similar à AR = 2 Menor do que AR = 1

Fonte: MESMIS (MASERA; ASTIER; LÓPEZ-RIDAURA, 1999); descritores, indicadores, cenários e referências e parâmetros adaptados por Piña-Rodrigues et al. (2015)

Seguindo o método de Galleti et al. (2018), as pontuações variando de 0 a 3 foram atribuídas da seguinte forma: 0 a 1 = crítico: ruim, inexistente ou distinto do cenário positivo; 2 = grau aceitável; e 3 = grau de sustentabilidade desejado, semelhante ao cenário positivo. A partir dessa análise, foram elaborados gráficos de radar, contemplando os indicadores de estabilidade e resiliência, e confiabilidade. No gráfico, cada raio

representa um dos indicadores, cujo comprimento é proporcional à pontuação do indicador (0–3).

5.2.3. Análise de dados

Para o cálculo da diversidade, foram utilizados o Índice de Shannon-Weaver (H') e a Equabilidade de Pielou (J') segundo Martins e Santos (1999). A densidade, riqueza de espécies e abundância dos grupos sucessionais foram calculadas de acordo com Barbosa et al. (2015).

Os dados de altura dos indivíduos arbóreos, riqueza de espécies, densidade dos indivíduos, altura da serapilheira e área basal dos indivíduos em cada uma das técnicas de restauração foram avaliados quanto à normalidade, pelo teste de Shapiro-Wilk, e homocedasticidade pelos testes de Levene e Kruskal-Wallis testes. Com base nos resultados, os modelos de restauração foram comparados pelo pós-teste de Dunn ($p < 0,05$). Todas as análises foram realizadas usando o programa R (R Core Team, 2020). Para o conjunto de indicadores de comunidade e diversidade funcional, controle e manejo, proteção do solo e entrada de serapilheira, foi calculado o índice de consolidação da funcionalidade ecológica (ICFE), usando a seguinte equação:

$$EFCI = \frac{\sum \text{notas dos indicadores} - \text{numero de indicadores}}{(\text{numero de indicadores}) \times (\sum \text{No. de parâmetros por indicador})}$$

5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Descobrimos que a riqueza de espécies entre as técnicas de restauração foi próxima, variando de 47 a 55 espécies amostradas; no entanto, a análise de Kruskal-Wallis evidenciou que houve diferença de riqueza entre as técnicas ($p < 0,01$), e o pós-teste de Dunn mostrou que a técnica de restauração por plantio em faixa (PF) diferiu ($p < 0,05$) da convencional plantio (CP) (Figura 3). Observamos que houve perda na riqueza de 42 espécies tanto para o plantio convencional quanto para a técnica de plantio em faixas, pois foram plantadas 97 espécies no início da restauração.

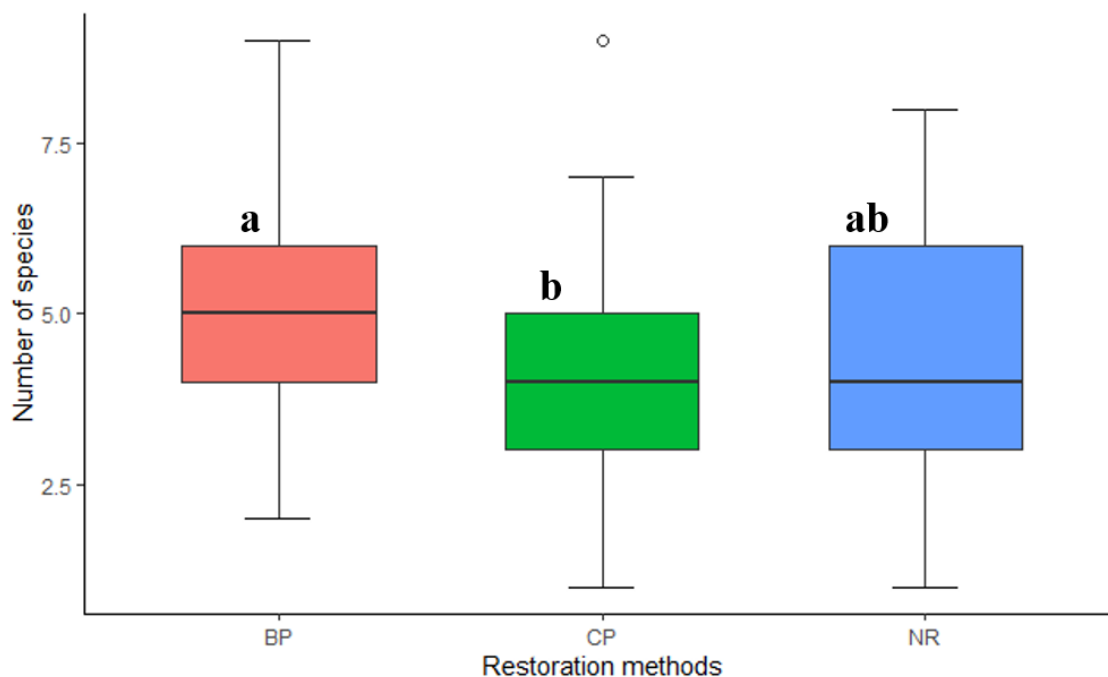


Figura 3. Boxplot da mediana e quartis do número de espécies entre as diferentes técnicas de restauração ecológica. Legenda: BP = número de espécies pela técnica de plantio em faixa, CP = número de espécies pela técnica de plantio convencional, NR = número de espécies pela técnica de condução de regeneração natural. Letras iguais não diferem pelo pós-teste de Dunn com valor de $p < 0,05$.

Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados coletados na pesquisa.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver ($H' = 3,03$), assim como o índice de equidade de Pielou ($J' = 0,76$), foram maiores para a técnica de condução de regeneração natural (NR) (Tabela 2), e menores para o plantio convencional de mudas ($H' = 2$; $J' = 0,48$). A técnica de plantio em faixas apresentou valores intermediários ($H' = 2,56$; $J' = 0,62$), por ser uma técnica que mescla o plantio de mudas com a condução da regeneração natural (Tabela 2).

Comparando esses resultados com os índices observados em uma floresta estacional do mesmo estado, em que o índice de Shannon-Weaver (H') foi de 2,66 e o índice de equabilidade (J) foi de 0,904 (Galletti et al., 2018), encontramos que a técnica de condução da regeneração natural apresentou o maior índice de Shannon-Weaver. Nossos resultados foram inferiores aos encontrados em estudos recentes sobre a diversidade em florestas estacionais, realizados nos estados de Minas Gerais (Brasil), com $H' = 3,94$ (Torres et al., 2017) e Paraná, com $H' = 3,35$ (Souza et al., 2017); estados adjacentes ao nosso.

Tabela 2. Valores obtidos para os indicadores dos atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade das áreas de restauração estudadas.

Atributos	Indicadores	AR	PM	RN	PF
Estabilidade e resiliências	Diversidade de espécies				
	H' (bits.ind ¹)	2,66	2,00	3,03	2,56
	Riqueza	19	55	47	55
	Densidade	1155	4164	4300	4348
	J	0,904	0,48	0,76	0,62
	Ind/GE (%) - NP	51	55	33	51
	Ind/GE (%) - P	49	45	67	49
	Diversidade funcional				
	D(GE)(n°P)	9	25	31	27
	D(GE)(n°NP)	10	30	16	28
	IMA(m/ano)	-	-	-	-
	AB (m ²) ha	20,93	7,72	0,22	5,06
	F (eco)	3	4	4	4
	EPI	2	0	0	0
	CIPL	1	1	1	1
Confiabilidade	Controle e Manejo				
	CC (%)	80,71	88	38	65
	L (%)	6,3	-	-	-
	GRAM (%)	19,4	5	45	5,9
	Phum (+)	1	2	2	3
	Phum (-)	1	2	2	3
	Proteção do solo e aporte de serrapilheira				
	% herb	4,2	18	54	20,9
	% rege	-	37	10	23,75
	% mmort	-	58	58	76,3
	% ser	91,7	96	92	96,9
	H-ser	1,3	1,9	1,7	4,2

A densidade de indivíduos foi próxima entre as técnicas; entretanto, o plantio convencional (CP) apresentou a menor densidade ($p < 0,05$) (figura 2). O plantio em faixa teve a maior densidade com aproximadamente 4.348 indivíduos por hectare. Galleti et al. (2018) compararam diferentes técnicas de restauração com uma área de floresta sazonal e observaram que as técnicas tinham maior diversidade do que a área natural, todas as técnicas avaliadas em nosso estudo apresentaram maior densidade do que a área sazonal mais dolorida amostrada por Galleti et al. (2018). Pinheiro, Monteiro e Cesar (2002) encontraram uma densidade de 7.488 indivíduos por hectare em uma floresta estacional

no município de Bauru (distante 86,4 km das áreas de estudo); no entanto, a área de estudo escolhida por esses autores não era perturbada há mais de 30 anos, sendo uma área muito bem preservada.

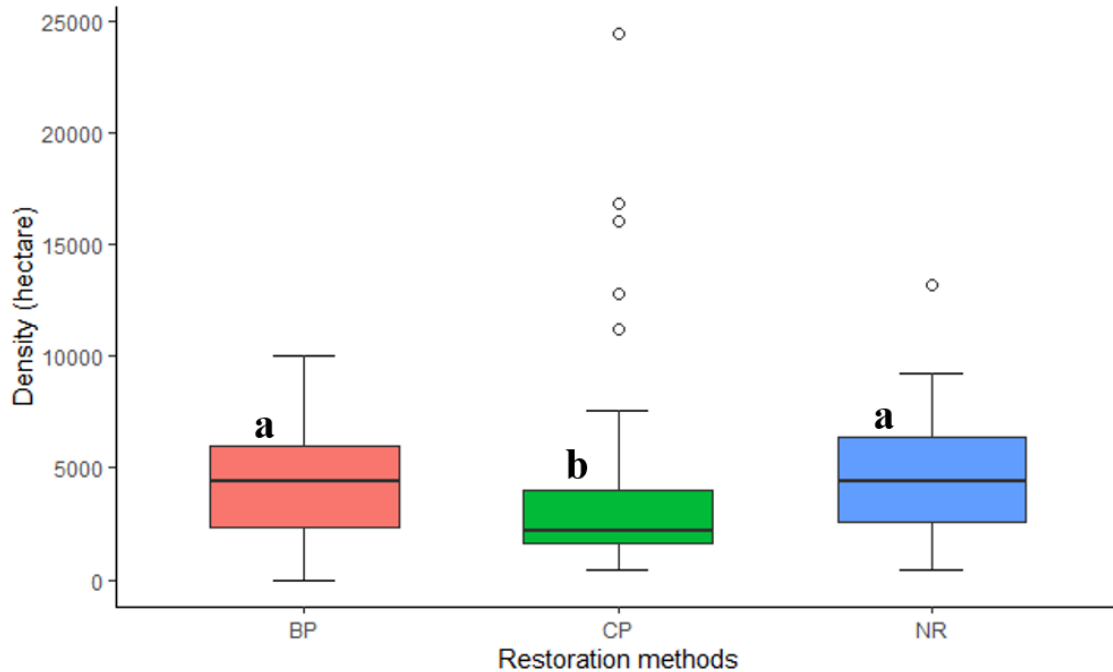


Figura 4. Boxplot da mediana e quartis da densidade de indivíduos entre as diferentes técnicas de restauração ecológica. Legenda: BP = número de espécies pela técnica de plantio em faixa, CP = número de espécies pela técnica de plantio convencional, NR = número de espécies pela técnica de condução de regeneração natural. Letras iguais não diferem pelo pós-teste de Dunn com valor de $p < 0,05$.

Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados coletados na pesquisa.

Apesar da diversidade e equivalência entre as técnicas serem diferentes, as densidades eram muito próximas, então percebemos que analisando os parâmetros de riqueza, diversidade, equidade e densidade, isoladamente pode acabar mascarando os resultados da restauração ecológica, através dos órgãos de fiscalização que use esses parâmetros como referências (Fernandes et al., 2017).

Em relação à diversidade funcional para o indicador de área basal nas diferentes técnicas avaliadas, observamos que todas diferiram ($p < 0,01$), sendo o plantio em faixa (PF) a técnica que apresentou maior área basal, seguida do plantio convencional (CP), e a técnica de condução da regeneração natural com a menor área basal (Figura 3).

Esse fato pode ser atribuído à idade do plantio convencional das mudas, que já tem cinco anos e possui árvores maiores.

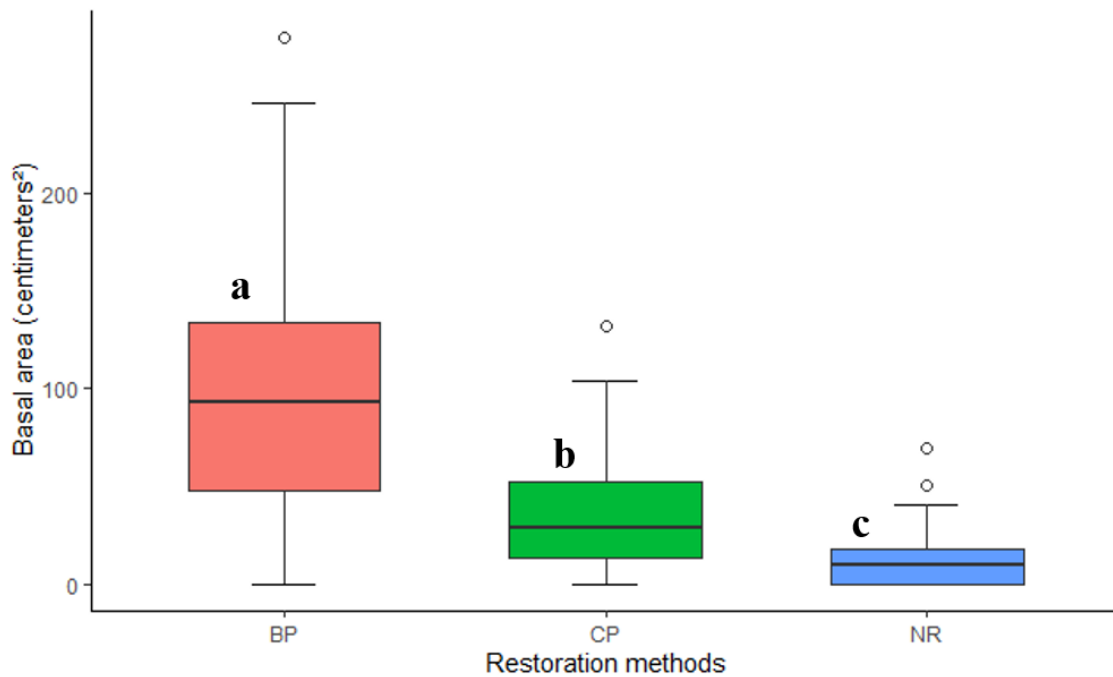


Figura 5. Boxplot da mediana e quartis da área basal entre as diferentes técnicas de restauração ecológica. Legenda: BP = número de espécies pela técnica de plantio em faixa, CP = número de espécies pela técnica de plantio convencional, NR = número de espécies pela técnica de condução de regeneração natural. Letras iguais não diferem pelo pós-teste de Dunn com valor de $p < 0,05$.

Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados coletados na pesquisa.

O plantio em faixa, embora mais recente, teve área basal próxima ao plantio convencional, enquanto a área submetida à condução da regeneração natural, mesmo com quatro anos, ainda não possui estrutura arbórea formando um dossel contínuo. Os resultados para a área basal ainda estão distantes das áreas de floresta estacional preservadas no estado de São Paulo, onde foram encontrados valores de $20,93 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Galleti et al., 2018) e Minas Gerais, com $20,019 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Torres et al., 2017), e alguns reflorestamentos no mesmo estado, com valor de $15,05 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Melo e Durigan 2007). Não houve diferenças significativas na altura entre o plantio em faixa e as outras técnicas (Figura 4). No entanto, houve diferenças entre o plantio convencional e a área de regeneração natural ($p > 0,01$), que apresentou as menores alturas no estrato vertical (Figura 4). Tanto a área basal quanto a altura influenciam no sombreamento da

comunidade, pois maiores áreas basais e maiores alturas podem estar correlacionadas a indivíduos maiores na comunidade (Francisco, 2020). Assim, esperávamos que tanto o plantio convencional de mudas quanto o plantio em faixas apresentassem maior cobertura de dossel quando comparados à condução da regeneração natural, corroborando nossos resultados.

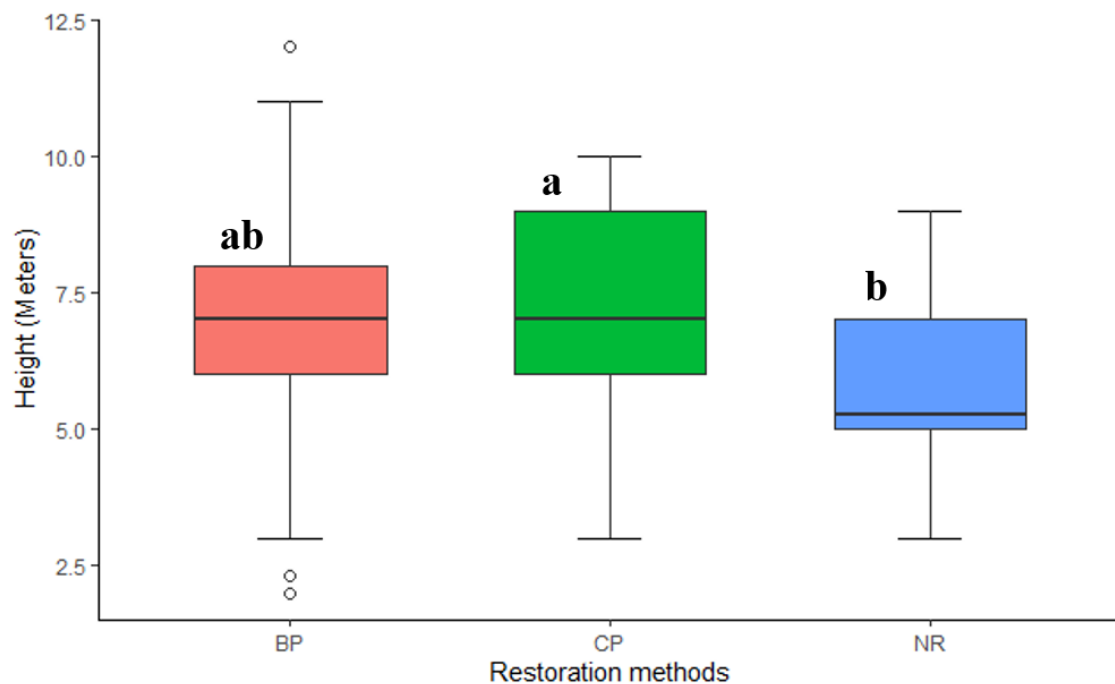


Figura 6. Boxplot da mediana e quartis da altura das árvores entre diferentes técnicas de restauração ecológica. Legenda: BP = número de espécies pela técnica de plantio em faixa, CP = número de espécies pela técnica de plantio convencional, NR = número de espécies pela técnica de condução de regeneração natural. Letras iguais não diferem pelo pós-teste de Dunn com valor de $p < 0,05$.

Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados coletados na pesquisa.

As well as the height and basal area, the canopy cover is related to shading, preventing exotic grasses from establishing themselves in the community, as they need a lot of light, thus favoring the process of restoration and ecological succession (Melo and Durigan, 2007; Galleti et al. 2018). This may have contributed to the fact that the values for the cover indicator of exotic grasses in the descriptor control and management were much lower in conventional planting of seedlings (5% of exotic grasses) and band planting (5.9% of exotic grasses), which for the conduction of natural regeneration was 45% of exotic grasses.

Regarding the soil protection and litter input descriptors, the band planting (BP) technique showed better results concerning the number of indicators evaluated. There was a significant difference between the litter height in BP ($p < 0.01$). This fact may be due to the presence of herbaceous, shrub, and tree species that lose leaves and branches in the less favorable season or end up dying for being annual, as this technique brings a composition of conducting natural regeneration with planting seedlings (Figure 5).

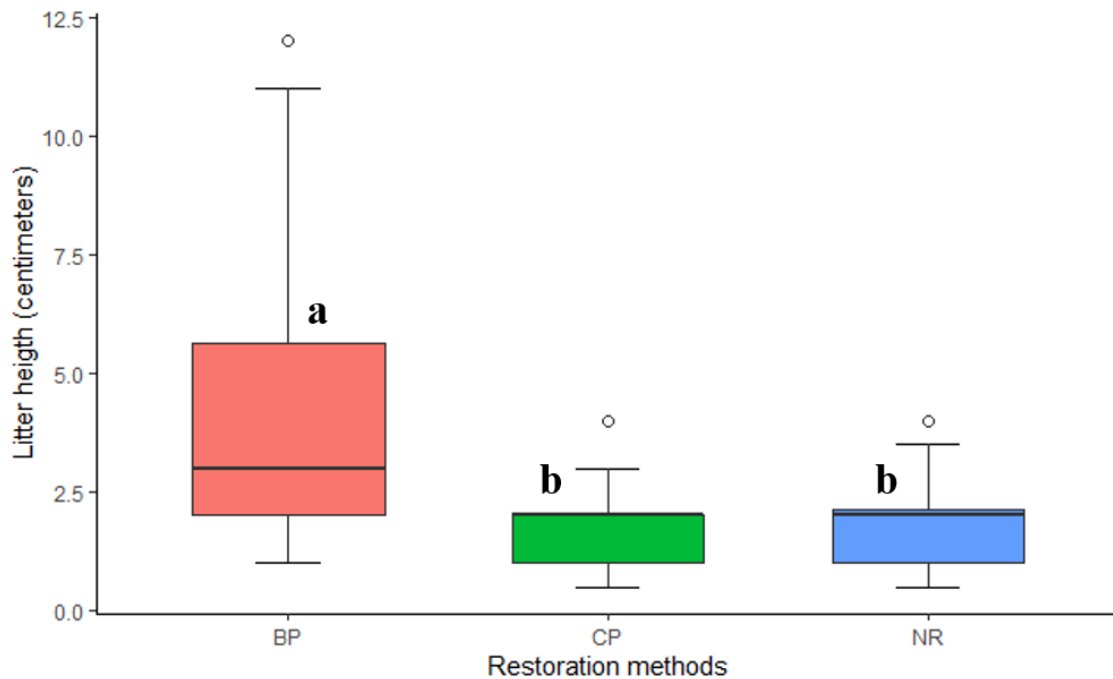


Figura 7. Boxplot de mediana e quartis de altura da serapilheira entre as diferentes técnicas de restauração ecológica. Legenda: BP = número de espécies pela técnica de plantio em faixa, CP = número de espécies pela técnica de plantio convencional, NR = número de espécies pela técnica de condução de regeneração natural. Letras iguais não diferem pelo pós-teste de Dunn com valor de $p < 0,05$.

Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados coletados na pesquisa.

Litter cover in restoration areas is very important because it plays several roles in the balance and dynamics of ecosystems, especially in tropical regions where most soils have low natural fertility, favoring nutrient cycling and maintenance of tropical forests (Caldeira et al. 2020; Silva and Brandão, 2020).

The results of the stability and resilience and reliability indicators (Figure 6) showed that the restoration technique by band planting (BP) promoted similar conditions, and even superior, to the other restoration techniques evaluated in this study (Figure 6A). There was a higher abundance and richness of pioneer species in the technique of

conducting natural regeneration (NR). For band planting techniques (51% non-pioneer; 49% pioneer) and conventional planting of seedlings (55% non-pioneer; 45% pioneer), there was a higher abundance of non-pioneer species as a result of the proportion used for planting (Table 2).

The factors that generated stability and resilience in the three restoration techniques evaluated were found based on the values of the indicators of the diversity of ecological functions (F. (eco)) and development (presence of vines) equivalent (Figure 6A). There was no record of the presence of vascular epiphytes in the areas; however, these conditions can be attributed to areas with little age for restoration. On the other hand, the factors related to environmental sustainability over time (reliability) most distinguished BP restoration from other areas. (Figure 6B).

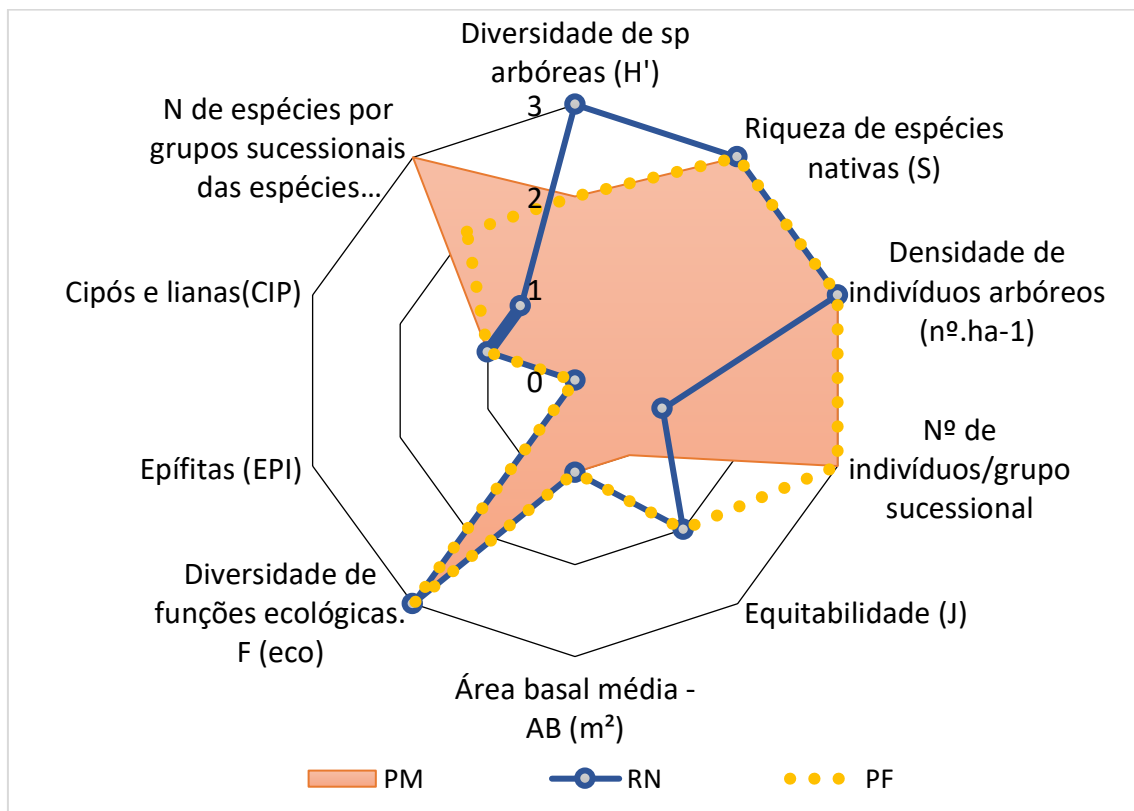


Figura 8. Gráfico radar, com raios de 0 a 3, segundo os parâmetros da Tabela 1, dos indicadores das áreas de restauração estudadas. Indicadores de comunidade e diversidade funcional. Legenda: CP - Plantio convencional; BP - Plantio em faixas; NR - Regeneração natural. H': índice de diversidade de Shannon; S: riqueza de espécies; d: densidade de indivíduos; Ind/GE: percentual de indivíduos/grupo ecológico; J: índice de imparcialidade de Pielou; D (Ge): diversidade de grupos ecológicos; AB: área basal; F (eco): diversidade de funções ecológicas; Epi: epífitas; CIP: trepadeiras.

Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados coletados na pesquisa.

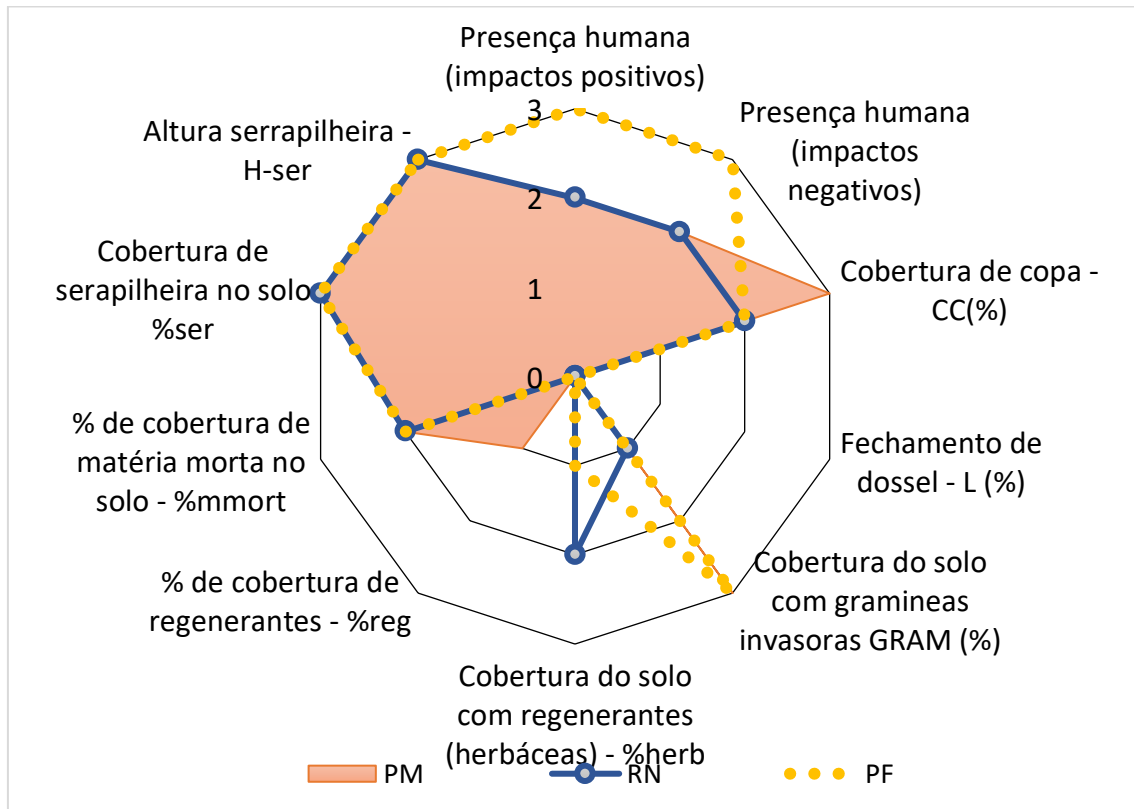


Figura 9. Gráfico radar, com raios de 0 a 3, segundo os parâmetros da Tabela 1, dos indicadores das áreas de restauração estudadas. Indicadores de controle e manejo e proteção do solo e do aporte de serapilheira. Legenda: CP - Plantio convencional; BP - Plantio em faixas; NR - Regeneração natural. CC: cobertura do solo com dossel; L: incidência de luz; GRAM (%): presença de gramíneas exóticas; Phum (-): presença humana negativa; Phum (+): presença humana positiva; % erva: porcentagem de herbácea; % ser: porcentagem de serapilheira; H-ser: Altura da ninhada.

Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados coletados na pesquisa.

O plantio em faixa mostrou-se eficiente em recuperar funções ecológicas capazes de gerar estabilidade e resiliência e manter os processos ecológicos em condições semelhantes aos fragmentos em estágio inicial de sucessão, com EFCI (Figura 10) superior ao plantio convencional no modelo de cobertura e diversidade e regeneração natural conduzidos nos indicadores de diversidade comunitária e controle e gestão.

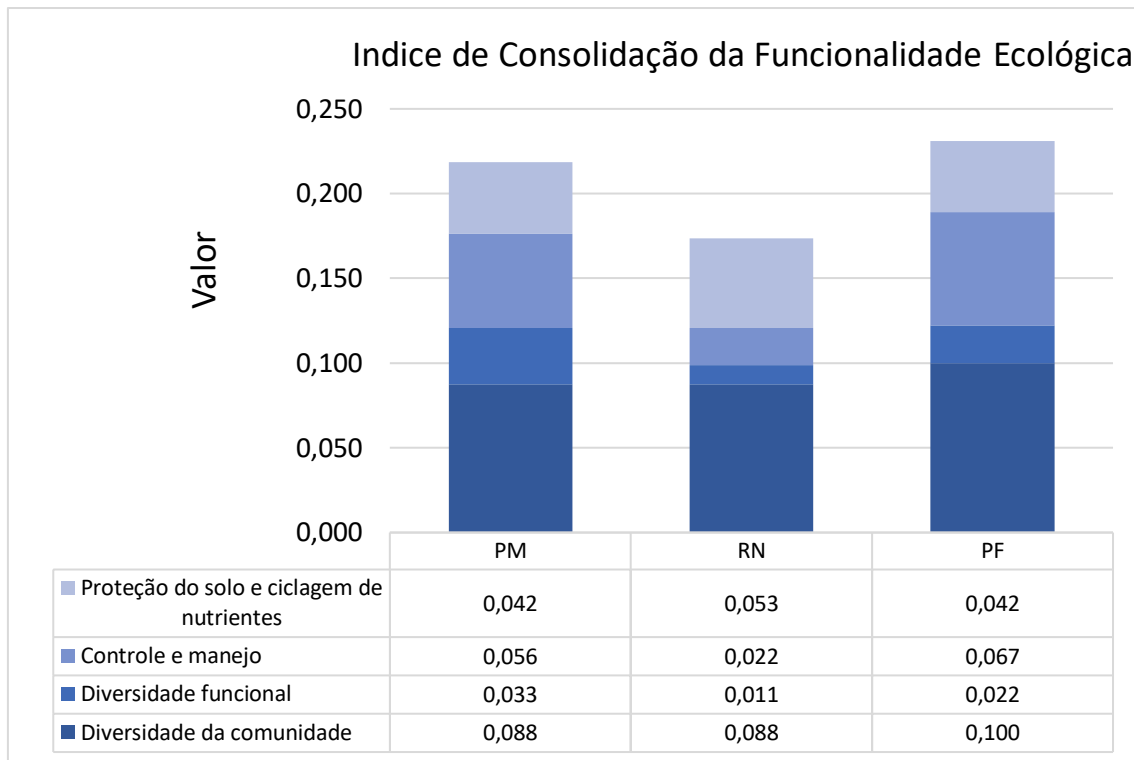


Figura 10. Valores do índice de consolidação de funcionalidade ecológica (EFCI) obtidos para os atributos de estabilidade e resiliência do sistema representados pela diversidade de espécies e funcional e confiabilidade, representados pela proteção e entrada de serapilheira e pelo controle e manejo em diferentes técnicas de restauração. Legenda: CP - Plantio convencional; BP - Plantio em faixas; NR: condução da regeneração natural. Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados coletados na pesquisa.

Como o plantio em faixas (PF) combina o plantio de mudas com a realização da regeneração natural, ele utiliza uma abordagem de restauração por regeneração natural assistida, que visa acelerar a sucessão ecológica removendo ou reduzindo barreiras à regeneração natural da floresta, como competição de ervas daninhas, melhorando as condições microclimáticas favoráveis para espécies nativas e sementes a dispersão por animais é intensificada (Shono et al., 2007).

O PF apresentou equilíbrio na maioria dos fatores que proporcionaram funcionalidade ecológica, como diversidade de comunidades, densidade de plantas, bem como o aumento da área basal, o número de espécies não pioneiras ou mesmo a densidade de indivíduos, o que pode contribuir para a degradação do solo cobertura, fator importante para a confiabilidade do sistema (Galleti et al., 2018). Desta forma, o plantio de Band pode ser aplicado em uma grande variedade de tipos de floresta e áreas geográficas, o que

permite sua adaptação para atender diferentes objetivos, como conservação da biodiversidade e geração de renda através de um consórcio com produção de lenha e madeira e até floresta não madeireira produtos.

5.4. CONCLUSÃO

Todas as técnicas de restauração aqui analisadas tiveram seus benefícios para a restauração ecológica e a diversidade funcional no modelo de condução da regeneração natural foi fortemente afetada pela área basal da comunidade. O método MESMIS mostrou-se eficiente na avaliação de funções ecológicas para restauração. Com base no índice de consolidação da funcionalidade ecológica (ICFE), sugere-se a técnica de plantio em faixa como alternativa ao plantio convencional de mudas e às técnicas de condução da regeneração natural, por apresentar características derivadas das duas técnicas acima citadas.

5.5. REFERENCIA

Antoniazzi, L.; Sartorelle, P.; Costa, K.; Basso, I., 2016. Restauração Florestal e Cadeias Agropecuárias para Adequação ao Código Florestal: Análise Econômica de oito estados brasileiros. São Paulo: Iniciativas para o Uso da Terra (INPUT) e AGROICONE. (Accessed November 10, 2020) at: https://www.inputbrasil.org/wp-content/uploads/2016/12/Sum%20rio-Executivo-Restaura%20a7%20a3o-florestal-em-cadeias-agropecu%20arias-para-adequa%20a7%20a3o-ao-C%20b3digo-Florestal_Agroicone_INPUT.pdf

Aronson, J.; Alexander, S., 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. Restoration Ecology (Online). v, 21, (3), 293 - 296. <https://doi.org/10.1111/rec.12011>

Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonsalves, J. L. M.; Sparovek, G., 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, (6), 711–728. (Accessed November 12, 2020) at: http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/Alvares_etal_2014.pdf

Barbosa, L.; Shirasuna, R.; Cirilo de Lima, F.; Ortiz, P.; Barbosa, K.; Barbosa, T., 2015. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. Governo do estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Instituto de botânica, 344 pp.

Benini, R. M.; Adeodato, S., 2017. O Desafio Econômico de Recobrir o Brasil. In: Economia da Restauração Florestal. São Paulo: The Nature Conservancy, pp. 8 -19.

Caldeira, M.; Sperandio, H. V.; Godinho, T. O.; Klippel, V. H.; Delarmelina, W. M.; Gonçalves, E. O.; Trazzi, P. A. 2020. Serapilheira e nutrientes acumulados sobre o solo em plantios de leguminosas e em área restaurada com espécies nativas da Floresta Atlântica. *Advances in Forestry Science (Online)*, v. 7, (2), 961-971. [10.34062/afs.v7i2.8310](https://doi.org/10.34062/afs.v7i2.8310)

Calmon, M., 2020. Restauração de florestas e paisagens em larga escala: o Brasil na liderança global. *Ciencia e Cultura*. v.73, (1). <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602021000100009>

Cândido, A; De G; Nóbrega, M. M; Figueiredo, De M. T. M; Maior, S. M. M., 2015. Avaliação da sustentabilidade de unidades de produção agroecológicas: Um estudo comparativo dos métodos IDEA e MESMIS. *Ambiente e Sociedade (Online)*. v. 18 (3). <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC756V1832015>

Climate-data.org. Dados meteorológicos do projeto OpenStreetMap, coletados entre 1982 e 2012. (Accessed November 03, 2020) at: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/borborema-34940/#climate-graph>

Dave, R.; Saint-laurent, C.; Murray, L.; Daldegan, G. A.; Brouwer, R.; Scaramuzza, C. A. M.; Raes, L.; Simonit, S.; Catapan, M.; Contreras, G. G. G.; Ndoli, A.; Karangwa, C.; Perera, N.; Hingorani, S.; Pearson, T., 2019. Second Bonn Challenge progress report. Application of the Barometer in 2018. Gland, Switzerland: IUCN, 80 pp. (Accessed October 20, 2020) at: <https://portals.iucn.org/library/node/48446>

Durigan, G.; Engel, V. L.; Torezan, J. M.; Melo, A. C. G.; Marques, M. C. M.; Martins, S. V.; Reis, A.; Scarano, F. R., 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, v. 34, (3), 471 – 485. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>

Fernandes, G. E.; Freitas, N. P.; Piña-Rodrigues, F. C. M., 2017. Cobertura florestal ou função ecológica: a eficácia da restauração na bacia do rio Sorocaba e médio tietê. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, (44), 127-145. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170184>

Galetti, G.; Silva, J.; Piña-rodrigues, F.; Piotrowski, I., 2018. Análise Multicriterial da estabilidade ecológica em três modelos de restauração florestal. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, (48), 142-157. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180301>

Gandolfi, S.; Belotto, A.; Rodrigues, R. R., 2009. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: Rodrigues, R. R.; Brancalion, P. H. S.; Isernhagen, I., 2009. *Pacto pela restauração da Floresta Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração*. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 256 pp.

Gatica-Saavedra, P.; Echeverría, C.; Nelson, C. R.; Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restoration Ecology*, v. 25, (6), 850-857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>

Francisco, B. S., 2020. Composição, estrutura e evolução temporal de um fragmento de Cerrado no sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de pós graduação em Biociências. UNESP.

Hobbs, R. J.; Hallett, L. M.; Ehrlich, P. R.; Mooney, H. A., 2011. Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century. *Bioscience*, v. 61, 442 – 450. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.6.6>

Hopper, R. E.; Legendre, P.; Condit, R., 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology*, 85(12), pp. 3313–332. <https://doi.org/10.1890/03-0655>

Koepfen, W. *Climatología: con un estudio de los climas de la Tierra*. Mexico City: Fondo de Cultura Economica; 1948.

Leal-filho, N.; Santos, G. R.; Ferreira, R. L., 2013. Comparando técnicas de nucleação utilizadas na restauração de áreas degradadas na Amazônia brasileira. *Revista Árvore*, v. 37, (4), 587-597. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000400002>

López-Ridaura, S.; Masera, O.; Astier, M. 2002. Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework. *Ecological Indicators*, v. 2, 135-148. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00043-2](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00043-2)

Loureiro, J.P.B.; Santos, M.A.S.; Rodrigues, H.E.; Souza, C.C.F.; Rebello, F.K., 2020. Avaliação de sistemas de manejo de recursos naturais com base em indicadores de sustentabilidade: uma revisão sistemática da literatura sobre o uso do método MESMIS. *Research, Society and Development*, v. 9, (8). <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i8.6067>.

Martins, F. R.; Santos, F. A. M., 1999. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Revista Holos*, v. 1, 236-267. http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/2000_3011%20Tecnicas%20usuais%20de%20estimativa%20da%20biodiversidade.pdf

Masera, O.; Astier, M.; López-ridaura, S., 1999. Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: El Marco de evaluación MESMIS. *Mundiprensa/GIRA/UNAM*. México, 103 pp.

Melo, A.; Durigan, G., 2007. Structural evolution of planted riparian forests in the Medium Paranapanema Valley, SP, Brazil. *Scientia Forestalis*, (73), 101 – 111.

Miyawaki A., 1999. Creative ecology: restoration of native forests by native trees. *Plant Biotechnology*, v.16, (1), 15-25. <https://doi.org/10.5511/plantbiotechnology.16.15>

Piña-Rodrigues, F.; Reis, L.; Marques, S., 1997. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Floresta Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo/benefício com o sistema tradicional. *Floresta e Ambiente*, (4), 30-41. https://www.academia.edu/32618852/Pi%C3%B1a_Rodrigues_plantio_adensado_Flora_m_4_1997_pdf

Piña-Rodrigues, F.; Silva, J. M.; Piotrowski, I.; Galetti, G.; Lopes, G. R.; Franco, F. S.; Alvares, S. M. R., 2015. Protocolo de Monitoramento de Funcionalidade Ecológica de Áreas de Restauração. 10.13140/RG.2.1.2324.1681

Pinheiro, M.; Monteiro, R.; Cesar, O., 2002. Levantamento fitossociológico da floresta estacional semidecidual do Jardim Botânico de Bauru, São Paulo. *Naturalia*, v. 27, 145-164.

Priego-Castillo; Galmiche-Tejeda; Castélan-Estrada; Ruiz-Rosado; Ortiz-Ceballos, 2009. Sustainability assessment of two cocoa production systems: Case studies in rural production units in Comalcalco, Tabasco. *Universidad y Ciencia*. v. 25, (1), 39-57. (Accessed August 14, 2020) at: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-29792009000100003

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (Accessed August 20, 2020) at: <http://www.R-project.org/>

Ramos Filho, L. O., 2007. Uso de sistemas agroflorestais para recuperação de APP e Reserva Legal na agricultura familiar. Sumário de palestra apresentada em 21 de novembro de 2007, no I Fórum sobre Área de Preservação Permanente e Reserva Legal na Paisagem e Propriedade Rural, ESALQ/USP - Piracicaba. (Accessed August 28, 2020) at: http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam2/Repositorio/222/Documentos/forum%20app/20071_Usos2_Luiz_EMBRAPA.pdf

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº 8/2008, de 31 de janeiro de 2008. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, Seção I, 2008. (Accessed October 25, 2020) at: https://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2008_Res_SMA_08.pdf

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº 32/2014, de 5 de abril de 2014. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, Seção I, p. 36-37, 2014. (Accessed October 25, 2020) at: <https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-032-2014-a.pdf>

Schirone, B.; Salis, A.; Vessella, F., 2011. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. *Landscape and Ecological Engineering*. v. 7, (1), 81-92. <https://doi.org/10.1007/s11355-010-0117-0>

Schorn, L.; Krieger, A.; Nadolny, M.; Fenilli, T., 2010. Avaliação de técnicas para indução da regeneração natural em área de preservação permanente sob uso anterior do solo com *Pinus elliottii*. *Floresta*, Curitiba, v. 40, (2), 281 – 294. <http://dx.doi.org/10.5380/ufpr.v40i2.17824>

Shono, K.; Cadaweng, E. A.; Durst, P. B., 2007. Application of Assisted Natural Regeneration to Restore Degraded Tropical Forestlands, v. 15, (4), 620-626. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00274.x>

Silva, C.; Brandão, C., 2020. Análise da decomposição da serapilheira na floresta da tijuca-rj através do uso de Burlap Bags. *Humboldt - Revista de Geografia Física e Meio Ambiente*, v, 1, (1). <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/humboldt/article/view/45945/35548>

Souza, R.; Machado, S.; Galvão, F.; Figueiredo-Filho, A., 2017. Fitossociologia da vegetação arbórea do parque nacional do Iguazu. *Ciência Florestal*, v. 27, (3), 853-869. <https://doi.org/10.5902/1980509828635>

Theodoro, V.C.A.; Castro, F.P.; Aburaya, F. 2011. Indicadores ecológicos de sustentabilidade de unidades de produção agrícola do assentamento Falcão – Cáceres-MT, Brasil. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v.6, (3), 21-33. ISSN: 1980-9735

Torres, C.; Jacovine, L.; Oliveira Neto, S.; Lopes de Souza, A.; Campos, R.; Schettini, B., 2017. Análise fitossociológica e valor de importância em carbono para uma Floresta Estacional Semidecidual. *Floresta e Ambiente*, v. 24, 2017. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.099714>

Vieira, D. L. M.; Holl, K. D.; Peneireiro, F. M., 2009. Agro-Successional Restoration as a Strategy to Facilitate Tropical Forest Recovery. *Restoration Ecology*, v. 17, (4), 451-559. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00570.x>

CAPÍTULO 4

6. MEDIÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS EM MONTANHA HABITADA: UMA FERRAMENTA PARA PAGAMENTO DE SERVIÇOS DE ECOSSISTEMA

MEASURING ENVIRONMENTAL SERVICES IN INHABITED MOUNTAIN: A
TOOL FOR THE PAYMENT OF ECOSYSTEM SERVICES

Resumo

A presença e expansão de florestas não geridas, terras abandonadas, aldeias serranas despovoadas e a extinção de práticas sociais e memórias seculares poderá ser um futuro plausível que todos teremos que contribuir para se evitar, em particular nas áreas classificadas como é o Parque natural do Alvão. As cidades, localizadas a jusante das áreas de proteção, terão mais dificuldades em obter água potável. O solo será cada vez mais recurso escasso, podendo mesmo implicar o desaparecimento do mercado de produtos tradicionais. Os fogos rurais tornar-se-ão desastrosos: mais intensos, frequentes e severos. Os serviços de ecossistemas (SEs) em montanhas declinarão e a montanha perderá a capacidade de resiliência. A manutenção dos ecossistemas de montanha pode ser a chave para o bem-estar humano, fornecendo serviços de provisão, suporte, regulação e culturais. Avaliamos seis ecossistemas naturais e semi-naturais de montanha: floresta periurbana, agricultura, a zona urbana de Vila Marim, matos dos Baldios de Vila Marim e Lamas de Olo (Parque Natural do Alvão), lameiros e Floresta de Folhosas, com intuito de fornecer subsídios para planos de gestão e conservação nos baldios. Avaliamos com protocolo de percepção de serviços de ecossistema, este protocolo possui 23 indicadores, sendo sete de serviços de regulação, seis de suporte-habitat, seis culturais e quatro de provisão. Para cada indicador cenários positivos e negativos são propostos, sendo o melhor cenário recebendo cinco pontos e o pior cenário recebendo nota um. Aplicamos o protocolo em todos os ecossistemas de estudo. Para cada conjunto de indicadores calculamos o índice de serviços de ecossistema (ISE). Ecossistema que apresentou os maiores valores de ISE para todos os serviços avaliados foi o carvalhal com valor de 72.8, seguido por lameiros 70.3, matos com 68.1, agricultura 60.54, floresta periurbana 57.7 e

zona urbana 43.9. As florestas de folhosas são ecossistemas florestais próximos as vilas, com solos mais profundos e com presença de corpos d'água, onde muitas vezes ocorre a criação de animais domésticos, acreditamos que por isso apresentou os maiores índices dos SEs. O êxodo das zonas rurais em ambientes dependentes da ação humana estão a diminuir a capacidade dos ecossistemas de montanha responderem à crescente procura pelos seus serviços, em especial biodiversidade, manejo do fogo, cultivos tradicionais e água, fato este que pode ter influenciado nos baixos valores dos ISEs na agricultura e na floresta periurbana. A manutenção dos ecossistemas de montanha e a sua adaptação aos novos tempos podem ser a chave para haver mais serviços de provisão, regulação e culturais, ou seja, mais bem-estar humano. Será importante que haja a capacidade de criar novos esquemas de pagamento destes serviços aos proprietários / gestores florestais.

Palavras-chave: montanha, protocolo, regulação, suporte, provisão.

Abstract

The presence and expansion of unmanaged forests, abandoned land, depopulated mountain villages and the extinction of social practices and secular memories could be a plausible future that we will all have to contribute to avoid, particularly in classified areas such as the Alvão Natural Park . Cities, located downstream from the protection areas, will have more difficulties in obtaining potable water. Soil will become an increasingly scarce resource, and may even lead to the disappearance of the market for traditional products. Rural fires will become disastrous: more intense, frequent and severe. Ecosystem services (ESs) in mountains will decline and the mountain will lose resilience. Maintaining mountain ecosystems can be key to human well-being, providing provision, support, regulation and cultural services. We evaluated six natural and semi-natural mountain ecosystems: peri-urban forest, agriculture, the urban area of Vila Marim, woods of Baldios de Vila Marim and Lamas de Olo (Parque Natural do Alvão), marshes and Floresta de Folhosas, in order to provide subsidies for management and conservation plans in common areas. We evaluated with a protocol of perception of ecosystem services, this protocol has 23 indicators, seven of regulation services, six of support-habitat, six cultural and four of provision. For each indicator, positive and negative scenarios are proposed, with the best scenario receiving five points and the worst scenario receiving a score of one. We applied the protocol in all study ecosystems. For each set of indicators we calculate the ecosystem services index (ISE). Ecosystem that presented the highest

values of ISE for all services evaluated was the oak with a value of 72.8, followed by marshes 70.3, bushes with 68.1, agriculture 60.54, periurban forest 57.7 and urban zone 43.9. The hardwood forests are forest ecosystems close to the villages, with deeper soils and the presence of water bodies, where domestic animals are often raised, which is why we believe that it presented the highest indexes of the SEs. The exodus from rural areas in environments dependent on human action is reducing the ability of mountain ecosystems to respond to the growing demand for their services, in particular biodiversity, fire management, traditional crops and water, a fact that may have influenced the low values of ISEs in agriculture and peri-urban forest. The maintenance of mountain ecosystems and their adaptation to the new times may be the key to having more provision, regulation and cultural services, that is, more human well-being. It will be important to have the ability to create new payment schemes for these services to forest owners/managers.

Keywords: mountain, protocol, regulation, support, provision.

6.1. INTRODUÇÃO

A Economia dos Ecossistemas, assim citada pelo relatório *The Economics of Ecosystem and Biodiversity*, da Convenção sobre Diversidade Biológica, busca compreender a dinâmica das mudanças nos ecossistemas, as alterações nos fluxos dos serviços por eles prestados e os impactos sobre o bem-estar humano (SUKDEV, 2008). Parte-se do princípio de que a atividade econômica, a qualidade de vida e a coesão das sociedades humanas são profunda e irremediavelmente dependentes dos serviços gerados pelos ecossistemas, sendo relevante o estudo da dinâmica de geração dos serviços ecossistêmicos e suas interações com as variáveis humanas (COSTANZA et al., 1997; DE GROOT, WILSON, BOUMANS, 2002).

São reconhecidas quatro categorias de serviços ecossistêmicos; regulação (capazes de regular processos importantes ao suporte da vida); suporte ou habitat (contribuem com a conservação de fatores biológicos); provisão (referentes à produção de biomassa, fornecimento de alimentos e matérias-primas para recursos energéticos, fitofármacos) e cultural ou de informação (serviços de enriquecimento pessoal e coletivo da humanidade) (FISHER, TURNER, MORLING 2009; DE GROOT et al. 2010). Agrupar as classes de serviços de ecossistemas em protocolos para monitoramento e

gestão é o grande desafio, já que podem ser utilizados diversos indicadores de acordo com o objetivo do estudo (MATOS et al., 2019; XU et al., 2020; FRANCISCO et al., 2022).

A manutenção dos agroecossistemas de montanha pode ser a chave para o bem-estar humano, fornecendo serviços de provisão, suporte, regulação e cultural (LOPES et al. 2015). A seleção multicritério de indicadores usando o método MESMIS- Marco para Avaliação de Sistemas de Manejo de Recursos Naturais incorporando Indicadores de Sustentabilidade (MASERA et al., 1999) prevê protocolos de seleção e aplicação de indicadores com combinações de variações temporais e espaciais para avaliar processos ecológicos e serviços de ecossistemas (ARNÉS, 2018). Desde que surgiu o Programa MESMIS em 1995 no México, pesquisadores de diversas áreas acadêmicas investigavam temáticas emergentes como a sustentabilidade e um dos produtos desse programa foi a estrutura MESMIS. A sua aplicação depende de processo participativo e flexível de construção do protocolo e vem sendo validada em vários estudos de caso na América Latina (LÓPEZ-RIDAURA et al., 2002; GALETTI et al., 2018) inicialmente no setor rural e a posterior sistematização e análise crítica do conjunto de experiências geradas (SPEELMAN et al., 2007; ASTIER et al., 2012; PIÑA-RODRIGUES et al., 2015). A estrutura MESMIS é usada para avaliar, por comparação, o funcionamento socioecológico de sistemas produtivos de referência e alternativos por meio de um conjunto de indicadores gerados nas primeiras etapas metodológicas (Arnés, 2018). Dessa maneira podemos aplicá-la para sistematizar indicadores a partir das classes de serviços de ecossistemas, auxiliando assim a avaliação e gestão nas áreas de interesse.

A utilização de protocolos com indicadores ambientais pode contribuir como ferramenta para o estabelecimento de critérios para o pagamento por serviços ecossistêmicos, que podem ser categorizados em locais, regionais e globais (FARLEY; CONSTANZA, 2010, BHATTA et al., 2014; PAPPAGALO et al., 2018, SILVA-CASSANI et al., 2022). Nessas três escalas espaciais existem compradores do setor público e privado com interesses específicos nos bens produzidos (ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014). Os fundamentos teóricos do pagamento por serviços ambientais emanam de uma estrutura de externalidade ambiental, ou seja, na qual as falhas de mercado são consideradas a causa raiz da degradação ambiental. Assim os usuários da terra, que tendem a ser pouco ou nada motivados para conservar a natureza em suas terras, ou até mesmo continuarem vivendo nessas áreas, podem ser encorajados a fazê-lo por meio de

pagamentos diretos de compradores de serviços ecossistêmicos (VAN HECKEN, BASTIAENSEN, 2010; SHEEHAN, MARTIN-ORTEGA, 2023).

Visando a conservação ambiental o pagamento pelos serviços tem-se demonstrado positivo. No entanto, não deve ser considerado como forma exclusiva para atingir metas de conservação, pois os valores pagos ainda são baixos, comparados a outras formas de uso do solo (RUGGIERO et al., 2019). Ainda assim, o pagamento pode ser uma forma atrativa para a conservação e muitos gestores de terras podem ter uma renda pelo que já estão fazendo, preservando recursos naturais e serviços de ecossistemas (SHEEHAN, MARTIN-ORTEGA, 2023).

Em Portugal, a presença e expansão de florestas não geridas, terras abandonadas, aldeias serranas despovoadas, a extinção de práticas sociais e memórias seculares poderá e será um futuro plausível que reproduz modelos espalhados por várias regiões do mundo (GARCIA-RUIZ; LANA-RENAULT, 2011; NAVARRO et al. 2015; AGNOLETTI et al 2019), incluindo zonas tropicais (BORDA-NIÑO et al. 2020) As cidades, localizadas a jusante das áreas de proteção, terão mais dificuldades em obter água potável. O solo será cada vez mais recurso escasso, podendo mesmo implicar o desaparecimento do mercado de produtos tradicionais. Os fogos rurais tornar-se-ão desastrosos: mais intensos, frequentes e severos. Os serviços de ecossistemas em montanhas declinarão e elas perderão a capacidade de resiliência. A manutenção dos ecossistemas de montanha pode ser a chave para o bem-estar humano, fornecendo serviços de provisão, suporte, regulação e cultural (MEA, 2001; MADUREIRA et al., 2013). Contudo, a falta de um cadastramento criterioso e rigoroso das propriedades rurais em Portugal, acaba atrapalhando a gestão de direitos de propriedade, trazendo bloqueio ao desenvolvimento de sistemas de aproveitamento de recursos naturais e dos serviços de ecossistemas (AGUIAR et al., 2009).

6.2. OBJETIVOS

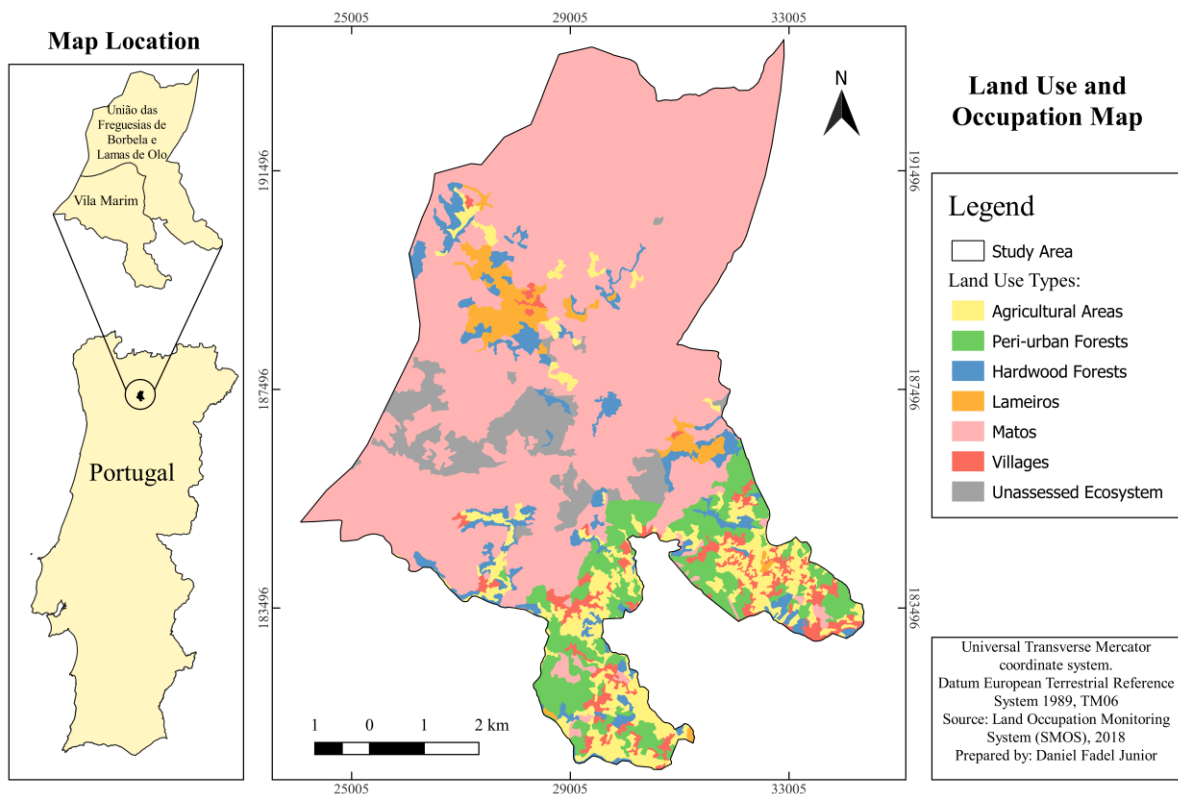
Desenvolvemos e validamos protocolo para avaliar os serviços de ecossistemas de montanha situadas em áreas ocupadas e manejadas por seres humanos. Propomos uma ferramenta capaz de gerar referenciais para definir critérios para o pagamento dos serviços de ecossistema.

6.3. MATERIAL E MÉTODOS

6.3.1. Área de Estudo

A área de estudo está localizada na cordilheira Alvão em um mosaico de ecossistemas naturais e seminaturais entre a freguesia de Vila Marim e União das freguesias de Borbela e Lamas de Olo (Figura 1). A cordilheira do Alvão possui elevações que chegam até 1283 m, essa cordilheira está localizada entre o “Douro Litoral” e o “Alto Douro”, sendo esta responsável por grande parte da regulação climática em toda a região de Trás-os-Montes já que funciona como uma barreira na movimentação das nuvens e massas de ar da costa para o interior (LOPES et al 2009).

Figura 1. Área de estudo localizada ao norte de Portugal, União das Freguesias de Borbela e Lamas de Olo e Vila Marim.



É composta principalmente por rochas xistosas e graníticas, sendo as graníticas predominantes na formação dos solos dessa região, com solo altamente suscetível a erosões e ao intemperismo e com baixo teor de carbono orgânico. A florística regional é composta por cerca de 485 espécies vegetais sendo 25 endêmicas da Península Ibérica (ICN 2006).

O Parque Natural do Alvão ocupa 7.238,3 ha e integra a Rede Nacional de Áreas Protegidas – RNAP do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF, 2023) e visa o desenvolvimento integrado e a cogestão dos recursos naturais, sociais e culturais, proporcionando às populações inseridas no Parque e entorno a melhora da qualidade de vida sem recorrer à degradação desses recursos (INCF, 2022). Devido à integração com as populações locais, a paisagem é formada por mosaicos de agroecossistemas públicos e privados com cultivos de batatas, linho, vinhas e olerícolas, lameiros (campos úmidos) com criação de gados, florestas plantadas para resinagem e extração de madeira, matos mediterrânicos com predominância de espécies das famílias Ericaceae e Fabaceae, florestas de folhosas de *Quercus robur* L. e *Quercus pyrenaica* Willd. e coníferas com predominância de *Pinus pinaster* Aiton. e *Pinus sylvestris* L.

6.3.2. Protocolo de Serviços de Ecossistemas (PSE)

O protocolo original foi elaborado de forma participativa com vários profissionais e agricultores familiares (PIÑA-RODRIGUES et al. 2015) e testado em diferentes locais (GALLETI et al 2018; FRANCISCO et al. 2022). Em 2018, realizamos a sua adaptação em atividade de campo no Parque do Alvão envolvendo pesquisadores e outros profissionais em sítios de cultivo, produção de gado, florestas e áreas de vegetação rasteira e aberta. Considerando que a medição e valoração dos serviços ambientais em áreas de montanha podem ser complexas devido à sua natureza diversa e aos desafios de coleta de dados, foi fundamental contar com especialistas e cientistas que puderam

fornecer orientações e metodologias adequadas para cada contexto específico. A construção participativa do protocolo e seu teste, ajuste e pré-aplicação em campo foi fundamental para que chegássemos a um modelo adaptado às condições de montanha. Uma vez estabelecido e testado o modelo, deu-se seguimento à sua aplicação nos diferentes ecossistemas pré-estabelecidos.

O protocolo foi dividido em serviços de provisão, regulação, suporte e cultural baseado nos serviços de ecossistemas propostos por FISHER, TURNER, MORLING (2009) e DE GROOT et al. (2010) (Anexo 1). A partir de revisão de literatura e discussões com especialistas, foram estabelecidas as classes de serviços a serem avaliadas, os serviços de ecossistema percebidos, os indicadores, a forma de medição, os parâmetros e os cenários de referência. No total, foram estabelecidos 23 indicadores, sendo a maior proporção de serviços de regulação (sete), suporte ou habitat e cultural ambos com seis indicadores e provisão com quatro indicadores (Tabela 1). Para cada indicador, cenários positivos e negativos foram propostos, baseado nos métodos de Pina-Rodrigues et al (2015), Galleti et al (2018) e Francisco et al. (2022). Parâmetros foram atribuídos aos indicadores, com notas de 1 a 5, sendo um o pior cenário possível para cada indicador e cinco a condição ótima. O uso de notas permite comparar diferentes indicadores dentro da mesma escala de valores.

Tabela 1: Descrição dos indicadores, classes de serviços, formas de avaliação e os parâmetros avaliados no presente estudo.

Indicador	Classe de Serviço	Descrição do indicador	Forma de avaliação	Parâmetros
I-1	Provisão	Área de pastagem, horticultura (jardins, culturas agrícolas para alimentação), produção de mel (caixas de abelhas e/ou colmeias)	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem).	Ótimo (80 a 100%) = 5; Abundante (60 a 80%) = 4; Regular (60 a 40%) = 3; Pouco (40 a 20%) = 2; Ausente (< 20%) = 1
I-2	Provisão	Área com represas, rios, nascentes, reservatórios, poços.	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem). Dividir a paisagem em quatro quadrantes. A presença do descritor no quadrante representa um ponto, somar o número de pontos +1	Ótimo = 5; Alto = 4; Regular = 3; Pouco = 2; Ausente = 1

Indicador	Classe de Serviço	Descrição do indicador	Forma de avaliação	Parâmetros
I-3		Presença de espécies ou componentes abióticos com potencial de uso para madeira, combustível (combustível, fibras, outras matérias-primas bioquímicas e medicinais) ou matérias-primas	Observação no ponto de mensuração (parcela)	Ótimo = <5 spp.; Alto = 4 spp.; Regular = 3 spp.; Pouco = 1 a 2 spp.; Ausente = 0 spp.
I-4		Presença de espécies e cultivos tradicionais (flora e fauna), que permanecerão ou estiveram na área de estudo por gerações.	Avaliação da presença de espécies tradicionais ao redor do ponto de mensuração (paisagem)	Ótimo = <5 spp.; Abundante = 4 spp.; Regular = 3 spp.; Pouco = 1 a 2 spp.; Ausente = 0 spp.
I-5		Percepção de odor ou poluição sonora	Observar evidências de poluição, odores e outros fatores degradantes da qualidade do ar ao redor do ponto de mensuração (paisagem).	Ausente = 5; Pouco = 4; Regular = 3; Abundante = 2; Desconfortável = 1
I-6		Manutenção da temperatura ambiente na área	Comparar a sensação térmica no ponto de estudo em relação à área com cobertura florestal.	Ótimo = 5; Muito bom = 4; Regular = 3; Pouco agradável = 2; Desagradável = 1
I-7		Cobertura do solo com vegetação nativa	Avaliação visual do entorno do ponto de observação quanto à presença de vegetação nativa.	Ótimo (80 a 100%) = 5; Abundante (60 a 80%) = 4; Regular (60 a 40%) = 3; Pouco (40 a 20%) = 2; Ausente (< 20%) = 1
	Regulação			
I-8		Presença de continuidade dos estratos vegetais (copas das diferentes plantas se tocando) e que atuam potencialmente na propagação de incêndios	No ponto de observação verificar na parcela circular a continuidade entre vegetação herbácea, arbustiva e arbórea.	Totalmente descontínuo = 5 Pouco conectado = 4; Intermediário = 3; Bastante conectado = 2 Contínuo = 1
I-9		Práticas de gestão para controlar os fatores de incêndio (aceiros, manutenção)	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem).	Ótimo (80 a 100%) = 5; Abundante (60 a 80%) = 4; Regular (60 a 40%) = 3; Pouco (40 a 20%) = 2; Ausente (< 20%) = 1
I-10		Sinais de erosão no solo	Avaliação visual da presença de erosão no ponto de mensuração e seu entorno (paisagem)	Ausente (< 20%) = 5; Pouco (20 a 40%) = 4; Regular (40 a 60%) = 3; Abundante (60 a 80%) = 2

Indicador	Classe de Serviço	Descrição do indicador	Forma de avaliação	Parâmetros
				= 2; Excessivo (80 a 100%) = 1
I-11		Presença de aves, presença de predadores (invertebrados e vertebrados)	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem). Rastros, vestígios, vocalizações (permanecer no ponto de mensuração por pelo menos dez minutos para registrar as vocalizações)	Ótimo = <5 spp.; Abundante = 4 spp.; Regular = 3 spp.; Pouco = 1 a 2 spp.; Ausente = 0 spp.
I-12		Presença de ninhos, tocas e cavidades de animais e árvores secas (poleiros)	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem). Dividir a paisagem em quatro quadrantes. A presença do descritor no quadrante representa um ponto, somar o número de pontos +1	Ótimo = 5; Abundante = 4; Regular = 3; Pouco = 2; Ausente = 1
I-13		Presença de espécies arbóreas e arbustivas zoocóricas	Observação no ponto de mensuração (parcela)	Ótimo = <5 spp.; Abundante = 4 spp.; Regular = 3 spp.; Pouco = 1 a 2 spp.; Ausente = 0 spp.
I-14	Suporte	Presença de vegetação nas margens dos cursos d'água que podem formar corredores ecológicos, ou seja, áreas de passagem, abrigo e alimento para a fauna; Integridade do habitat.	Avaliação no entorno do ponto de mensuração (paisagem)	Ótimo (80 a 100%) = 5; Abundante (60 a 80%) = 4; Regular (60 a 40%) = 3; Pouco (40 a 20%) = 2; Ausente (< 20%) = 1
I-15	Suporte	Presença de serrapilheira e restos vegetais no solo (nativa e exótica)	No ponto de mensuração, estime a abundância de serrapilheira cobrindo o solo.	Ótimo (80 a 100%) = 5; Abundante (60 a 80%) = 4; Regular (60 a 40%) = 3; Pouco (40 a 20%) = 2; Ausente (< 20%) = 1
I-16		Presença de espécies nativas em regeneração	No ponto de mensuração, estimar a abundância de indivíduos de espécies autóctones (sp. que habita seu local natural, não introduzida)	Ótimo (80 a 100%) = 5; Abundante (60 a 80%) = 4; Regular (60 a 40%) = 3; Pouco (40 a 20%) = 2; Ausente (< 20%) = 1
I-17		Número de estratos e estágios ontogenéticos na vegetação	Na paisagem, verifique o número de estratos de vegetação: herbáceo e plântula (até 1 m), arbustivo e jovem (até 6 m), arbóreo e adulto (> 6 m e < 15 m) e emergente (> 15 m)	4 ou mais estratos = 5; 3 estratos = 4; 2 estratos = 3; 1 estrato = 2; Ausente = 1

Indicador	Classe de Serviço	Descrição do indicador	Forma de avaliação	Parâmetros
I-18		Presença de zonas verdes, parques recreativos, trilhos, pontes sobre “beleza natural” (Número/área de elementos paisagísticos com valorização declarada)	Observação do potencial estético (PE) ao redor do ponto de mensuração (paisagem)	Ótimo PE = 5; Alto PE = 4; Regular PE = 3; Pouco PE = 2; Ausente = 1
I-19		Presença de infraestrutura de lazer e sua condição de preservação.	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem)	Ótima = 5; Alta = 4; Regular = 3; Pouca = 2; Ausente = 1
I-20		Presença de estátuas, esculturas, jardins, museus, salas de aula, paisagens inspiradoras.	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem)	Ótima = 5; Alta = 4; Regular = 3; Pouca = 2; Ausente = 1
I-21	Cultural	Cultivo e criação de espécies animais ou vegetais culturalmente importantes	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem)	Ótimo = <5 spp.; Abundante = 4 spp.; Regular = 3 spp.; Pouco = 1 a 2 spp.; Ausente = 0 spp.
I-22		Presença de igrejas, templos, cemitérios, locais de culto, áreas de meditação	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem)	Altíssima = 5; Alta = 4; Regular = 3; Pouca = 2; Ausente = 1
I-23		Presença de lixo e artefatos indesejáveis	Observação em torno do ponto de mensuração (paisagem)	Ausente (< 20%) = 5; Pouco (20 a 40%) = 4; Regular (40 a 60%) = 3; Abundante (60 a 80%) = 2; Excessivo (80 a 100%) = 1

6.3.3. Amostragem

Amostramos seis ecossistemas naturais e seminaturais de montanha, todos eles com manejo e presença humana; sendo eles: florestas periurbanas (florestas adjacentes aos vilarejos são compostas principalmente por espécies resinosas e pinheiros bravos), florestas de folhosas (florestas de sobreiro, florestas de carvalhos e florestas de outras folhosas), áreas de agricultura (culturas temporárias de sequeiro e regadio e arrozais, vinhas, pomares, mosaicos culturais e parcelares complexos, agricultura com espaços

naturais e seminaturais), povoados (tecido edificado contínuo predominantemente horizontal, tecido edificado descontínuo, comércio, rede viária e espaços associados e áreas em construção), matos (são comunidades arbustivas densas que resultam da degradação de formações florestais, com a sua origem diretamente ligada ao fogo, são o resultado de ciclos de queima cada vez mais curtos, que por vezes consomem extensões apreciáveis desta formação. Os matos estão inseridos em áreas de espaços comunitários de uso cultural e tradicional da terra chamados de baldios), lameiros (são zonas campestres úmidas com pastagens melhoradas ou pastagens espontâneas de criação de gado) de acordo com Land Occupation Monitoring System (2018) (Figura 2).

Figura 2. (A) Floresta periurbana. (B) Floresta de folhosas. (C) Agricultura. (D) Povoadado. (E) Matos. (F) Lameiros.



Alocamos ao acaso 20 parcelas (pontos de mensuração) de 5 m de raio totalizando 78,5 m² em cada ecossistema, resultando em 120 pontos com 9.420 m² de área amostrada.

Empregamos o ponto central de cada parcela como foco para a observação da paisagem do entorno em todas as direções. Aplicamos o PSE e identificamos ao nível de espécie todos os indivíduos arbóreos inseridos nas parcelas. A grafia dos nomes científicos foi verificada de acordo com a base de dados do UTAD Jardim Botânico (2022), o nome válido e as sinonímias conforme o The World Flora Online (2022).

6.3.4. Análise de dados

Calculamos o Índice de Serviços de Ecossistemas de Montanha (ISEM), os Índices de Serviços de Ecossistemas Geral (ISEG) para cada um dos ecossistemas de montanha amostrados e o Índice de Serviços de Ecossistemas (ISE) para cada uma das quatro classes de serviço de ecossistemas (provisão, regulação, suporte e cultural), a partir das equações:

$$\text{ISEM} = ((\text{SDT} - \text{PTMin})/(\text{PTMax}-\text{PTMin}))*100$$

Sendo: ISEM é valor entre 0 e 100, SDT o somatório de pontos feitos para todos os indicadores de todos ecossistemas amostrados, PTMin é o somatório mínimo de pontos possíveis para todos indicadores de todos ecossistemas amostrados e PTMax é o somatório do máximo de pontos possíveis para todos indicadores de todos ecossistemas amostrados. Esse índice reflete a situação dos serviços de ecossistema em toda a área de estudo.

$$\text{ISEG} = ((\text{SDG} - \text{PGMin})/(\text{PGMax}-\text{PGMin}))*100$$

Sendo: ISEG é valor entre 0 e 100, SDT o somatório de pontos feitos para todos os indicadores de cada ecossistema de montanha amostrado, PGMin é o somatório mínimo de pontos possíveis para todos indicadores de cada ecossistema de montanha amostrado e PGMax é o somatório do máximo de pontos possíveis para todos indicadores de cada ecossistema de montanha amostrado e consolida os serviços ecossistêmicos observados.

$$\text{ISE} = ((\text{SD} - \text{PMin})/(\text{PMax}-\text{PMin}))*100$$

Sendo: ISE é valor entre 0 e 100, SD o somatório de pontos feitos para todos indicadores da classe de serviço e consolida os valores obtidos para os serviços de provisão, regulação, suporte e cultural do ecossistema de montanha amostrado, sendo que o PMin é o somatório do mínimo de pontos possíveis para todos indicadores da classe de serviço de interesse do ecossistema de montanha estudado e PMax é o somatório do máximo de pontos possíveis do ecossistema de montanha estudado.

Para verificar como os indicadores estavam associados aos ecossistemas avaliados, realizamos análise de componentes principais (PCA) no ambiente R *Studio*. O conjunto de dados utilizado na PCA consistiu nos seis ecossistemas observados (floresta periurbana, agricultura, povoados, matos, lameiros e floresta de folhosas) com 23 variáveis (indicadores) (Tabela 1).

Empregamos os pacotes "Tidyverse" e "Stats" para derivar os componentes principais. Em seguida, realizamos a visualização dos dados com base nos dois primeiros componentes principais, utilizando os pacotes "Factoextra" e "Factoshiny" (KASSAMBARA; MUNDT 2019).

6.3.5. Aplicação dos índices para fins de pagamento de serviços ecossistêmicos

A valorização dos serviços ecossistêmicos foi realizada a partir da aplicação do protocolo para que assim possamos interpretar os resultados e aplicar valores de referência para o pagamento dos serviços de ecossistema por valor de índice apresentado.

Para fins de pagamento por ecossistema definimos três critérios: crítico (pior valor de índice para a classe de serviço), mínimo (valor mínimo e intermediário de índice para adequação dos serviços de ecossistemas) e adequado (valor ideal, ótimo para adequação para classe de serviço) (tabela 2). Para cada um dos critérios foram estabelecidas classes de pontuação referente ao índice de serviços ecossistêmicos calculados para cada um dos ecossistemas.

Os valores para cada pontuação foram baseados na distribuição normal, pois a maioria das variáveis contínuas segue esse modelo teórico, mas também porque essa distribuição é muito conveniente por suas propriedades que são matematicamente conhecidas (CAIRE 2012). Além disso, a questão da simetria é uma propriedade importante para fins de interpolação de dados ecológicos (GOTELLI; ELLISONM, 2016), pois há uma distribuição equitativa dos dados em torno da média (Caire 2012).

Tabela 2: Classificação dos valores dos índices de serviços ecossistêmicos para cada uma das áreas avaliadas, considerando os níveis de adequação (crítico, mínimo e adequado) para as classes de serviço. Legenda: Crítico - Não foram atingidos os valores mínimos esperados; Mínimo - os valores estão dentro da margem de tolerância, cumprem as expectativas mínimas do protocolo, porém os valores são inferiores ao esperado, o que indica a necessidade da realização de intervenções para melhorar os valores; Adequado - foram atingidos os valores ótimos esperados.

Valores dos Índices de Serviços de Ecossistema							
	Classe de Serviço	Provisão			Regulação		
	Nível de adequação	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado
Valores para fins de pagamento por ecossistema	Floresta periurbana	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Floresta folhosas	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Agricultura	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Povoados	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Matos	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Lameiros	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70

Valores dos Índices de Serviços de Ecossistema							
	Classe de Serviço	Suporte			Cultural		
	Nível de adequação	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado
Valores para fins de pagamento por ecossistema	Floresta periurbana	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Floresta folhosas	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Agricultura	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Povoados	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Matos	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70
	Lameiros	0 a 30	30 a 70	> 70	0 a 30	30 a 70	> 70

Para criação de mapas de nível de adequação (tabela 2) utilizamos os índices encontrados em cada classe de serviço para cada ecossistemas (tabela 3). Os mapas foram feitos através do software livre Quantum Gis (2019). Utilizamos as cartografias em formato vetorial da Carta de Uso e Ocupação do Solo para o ano 2018 (COS2018), disponível na página do Sistema Nacional de Informação Geográfica (SNIG, www.snig.dgterritorio.gov.pt) da Direção-Geral do Território (DGT), e com as especificações técnicas: escala 1:25 000, vetorial, representação espacial em polígonos, unidade mínima de um hectare, sistema de referência PT/TM06, Imagens aéreas ortorrectificadas de 2018.

A COS integra o Sistema de Monitorização da Ocupação do Solo (SMOS). O SMOS, concebido e desenvolvido pela DGT com o objetivo de produzir de forma contínua informação sobre o território. A cartografia de uso e ocupação do solo inclui a COS e a COS Conjuntural (COSc). A COS destaca-se por fornecer informação estrutural e mais relacionada com o uso do solo. A COSc tem um carácter conjuntural e está mais relacionada com a ocupação do solo. A COS faz parte de uma série cartográfica que teve início em 1995 e foi atualizada para os anos 2007, 2010, 2015 e 2018. A versão da COS utilizada análise foi a COS2018.

6.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.4.1. Avaliação dos Serviços de Ecossistema

O ecossistema florestas de folhosas apresentou o maior índice de serviços de ecossistema geral (ISEG= 72.8), sendo superior ao observado na cordilheira como um todo (ISEM= 62.3). seguido pelas formas tradicionais de uso da terra nos Lameiros (Tabela 3). Junto a esses, os Matos e as áreas de agricultura também se destacaram em relação aos serviços de provisão, regulação e suporte em função da produção de alimento, madeira, regulação climática e condições de suporte para a diversidade local (Figura 3).

Figura 3. (A) Criação de animais nos Lameiros. (B) Ecossistema matos com espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas. (C) Ecossistema Floresta de folhosas com curso d'agua. (D) Área de agricultura com cultivo de maçãs.


































Os resultados obtidos evidenciaram que os serviços prestados vão além da conservação da biodiversidade. Abordagens baseadas em serviços ecossistêmicos devem incorporar as funções encontradas (CHAN et al. 2016) para promover um balanço que torne a conservação efetiva e beneficie o bem estar humano geral junto ao ambiente.

Quando analisamos as diferentes classes de serviços prestados em cada um dos ecossistemas, verificamos que áreas naturais como matos e florestas (floresta de folhosas e periurbana) apresentaram maiores valores nos índices (ISE) de regulação e de suporte (Figura 4).

Figura 4: Valor dos índices de serviço de ecossistema avaliados para a cordilheira do Alvão (ISEM) e para cada ecossistema estudado (ISEG), Valor dos índices por classe de serviço de ecossistema avaliados na cordilheira Alvão-Marão, para cada ecossistema de montanha.

Índices de Serviço de Ecossistemas Por Classe de Serviço

CLASSE PROVISÃO			CLASSE REGULAÇÃO			
Ecosistema		Valor	Ecosistema		Valor	
 Floresta Periurbana		29,7	 Floresta Periurbana		82,9	
 Floresta de Folhosas		76,6	 Floresta de Folhosas		82,5	
 Agricultura		79,4	 Agricultura		81,8	
 Povoados		19,1	 Povoados		55,5	
 Matos		66,9	 Matos		84,1	
 Lameiros		95,9	 Lameiros		82,1	
CLASSE SUPORTE			CLASSE CULTURAL			
Ecosistema		Valor	Ecosistema		Valor	
 Floresta Periurbana		81,5	 Floresta Periurbana		23,5	
 Floresta de Folhosas		95,6	 Floresta de Folhosas		36,6	
 Agricultura		49,8	 Agricultura		34,0	
 Povoados		11,0	 Povoados		79,6	
 Matos		79,8	 Matos		38,8	
 Lameiros		66,7	 Lameiros		42,5	
ISEG	     					
Valor	57,7	72,8	60,5	43,9	68,1	70,3
ISEM						
Valor	62,3					

Estes serviços estão relacionados a capacidade de regular processos importantes para manutenção do planeta em que vivemos, controlando efeitos negativos como desastres naturais, enchentes, doenças e necessários para a produção de outros bens e serviços (COSTANZA et al. 1997; de GROOT, WILSON e BOUMANS 2002; MA 2005). Os ecossistemas florestais e matos, possuem diversificação de estratos na vegetação, diversidade de espécies, maior quantidade de nichos que podem servir como berçários e abrigos, bem como destacam-se pela maior heterogeneidade da paisagem (Figura 5). Esses ecossistemas estão relacionados a regulação climáticas, sequestro de carbono, regulação de microclima, qualidade do ar e da água (ALAMGIR et al. 2016; GHAZI et al. 2018, MENGIST 2020).

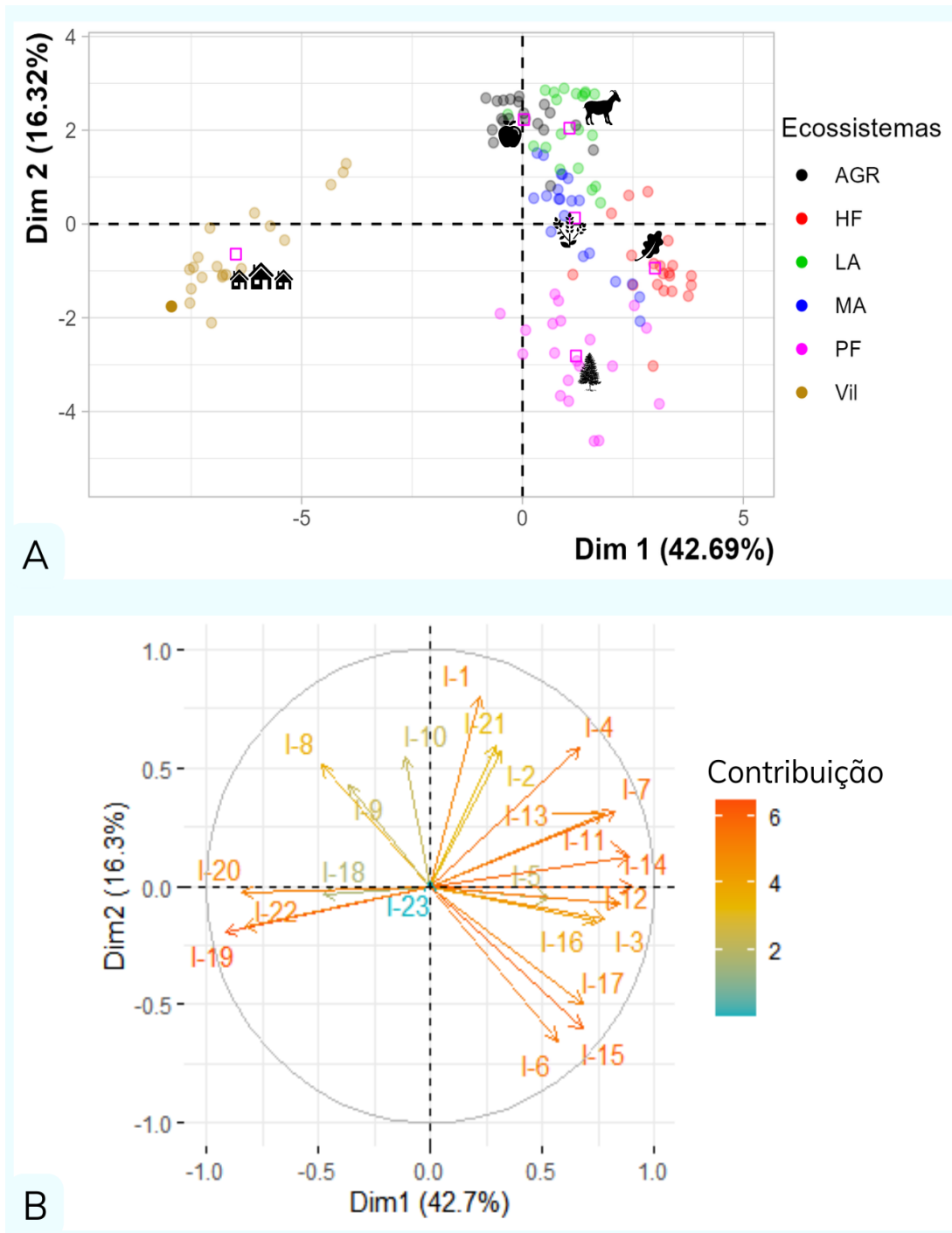
Figura 5. (A) Ecossistema floresta de folhosas com curso d'agua e vegetação estratificada com heterogeneidade de nichos. (B) Ecossistema Matos em área de baldio com diversificação de estratos na paisagem, podemos observar o estrato herbáceo, arbustivo e arbóreo.



Os povoados se destacam pela maior produção de serviços de ecossistema da classe cultural em especial nas zonas urbanas. São nas cidades, vilas ou povoados que encontramos a maior parte de museus, centros educacionais, construções históricas, lugares para turismo, cultos religiosos, entre outros tangíveis e intangíveis (HERNÁNDEZ-MORCILLO, PLIENINGER, BIELING, 2013). Contudo, a ausência e a pouca infraestrutura de cultura ou de turismo nas áreas florestais, ou mesmo os lameiros, evidencia que ainda há potencial de incluir serviços culturais em maior escala nas áreas de montanha no Alvão.

Quando analisamos a classe provisão (figura 6) pela análise de componentes principais (PCA), observamos que os indicadores de produção de alimentos, de água e de alimentos culturalmente importantes estão associados aos lameiros, matos e agricultura. Os espaços comunitários de uso cultural e tradicional da terra nos baldios do norte português promovem os serviços de produção de água e alimentos já que estão inseridos no ecossistema de matos (Figuras 2,3 e 5). Os baldios são espaços comunitários de extrema importância na vida das populações ligadas à agricultura e que dependem quase que unicamente do que é produzido para sobreviver (PAIVA, CABRAL, LOPES 2019). O constatado evidencia que as políticas públicas devem incorporar aspectos culturais do uso comunitário da terra à conservação dos recursos naturais e da própria diversidade local a partir da gestão dos baldios e associado ao pagamento pelos serviços ecossistêmicos produzidos.

Figura 6. (A-B) Análise de componentes principais (PCA) aplicada às variáveis indicadores da classe de serviço de provisão. (A) PC1 e PC2 representaram 42.7% e 16,3% da variação total, respectivamente. PF = floresta periurba; HF = floresta de folhosas; LA = Lameiros, MA = Matos; AGR = Agricultura; Vil = Village. (B) Os vetores são coloridos de acordo com os valores de contribuição de cada um dos indicadores (tabela 1).



As áreas de florestas de folhosas estiveram mais associadas à produção de matéria-prima (Figura 6), com pouca inserção de serviços culturais. Florestas no norte de Portugal possuem alta abundância de espécies arbóreas longevas como carvalhos, bétulas, amieiros

que servem de fonte de matéria-prima madeireira (CARVALHO et al., 2011). Apesar do enorme potencial turístico e de conservação dessas áreas de florestas, pouco é investido na prestação de serviços culturais. Contudo, a criação do tradicional gado Marones nas áreas florestais associa a presença de aspectos de conservação de serviços culturais com o de provisão nessas florestas. Incorporar os serviços de conservação da biodiversidade e de provisão com as culturais de criação evidencia que também esses aspectos podem estar presentes ao se formular políticas públicas de pagamento de serviços ecossistêmicos nestas áreas.

A classe regulação (Figura 6) agrupou principalmente o indicador de manutenção de temperatura nas áreas florestais. Por promoverem um microclima ameno, devido à formação de estratos e dossel quase sempre contínuo, a presença de árvores funciona como isolante térmico e protege as condições microclimáticas, afetando assim os processos biológicos e ecológicos (HAESEN et al., 2021). Com a intensificação das mudanças climáticas, grandes incêndios florestais têm ocorrido por toda Europa, trazendo impactos negativos nas economias rurais. Neste contexto o abandono de áreas rurais contribui para o aumento de biomassa que serve de combustível e gera a necessidade de ordenamento dessas áreas em nível da paisagem evitando perdas de biodiversidade induzidas por incêndios e degradação em escala de paisagem (RODRIGUES et al., 2023).

Os indicadores de prevenção de poluição sonora, cobertura do solo com vegetação, presença de aves e predadores, também apresentaram associação aos ambientes florestais e com o ecossistema de matos, além disso matos estão distantes das cidades, fato esse pode ser atribuído a baixa poluição sonora nesses ecossistemas.

Os indicadores de práticas e prevenção de incêndios estão mais associados aos ecossistemas de agricultura, lameiros e o povoado, pois as áreas amostradas são áreas com intervenção e manejo humano, são ecossistemas que ainda não sofreram com o abandono total da população, além disso as áreas, apresentavam poucos sinais de erosão. Com esses indicadores podemos perceber a importância da população humana cuidando e manejando esses ecossistemas, prevenindo assim incêndios.

Os serviços da classe suporte (figura 6) como os indicadores presença de ninhos e tocas; presença de espécies zoocóricas e abundância de regeneração autóctone estão mais associados aos ecossistemas de matos, florestas de folhosas e floresta periurbana.

A classe cultural (figura 6) está muito relacionada aos bens tangíveis e intangíveis que os ecossistemas fornecem, geralmente relacionados a intervenção humana e que muitas vezes acabam sendo negligenciados por políticas públicas e por pesquisadores,

atualmente com ferramentas que podem facilitar o cálculo e a valoração desses serviços (SHERROUSE, SEMMENS, ANCONA 2022). Apresenta uma gama frutífera de pesquisas interdisciplinares nas relações homem-ambiente, e podem ser usadas para consolidar e legitimar tomadas de decisões favoráveis a forma de transformação do meio ambiente ou também utilizadas de maneira equivocadas para marginalizar e enfraquecer os próprios valores que pretendem proteger (HIRONS, COMBERTI, DUNFORD 2016).

As montanhas portuguesas têm longa história de uso humano, tendo fornecido condições favoráveis ao ser humano durante o desenvolvimento agropastoril. Nesse período a densidade populacional foi a maior promotora de mudanças na paisagem, criando um verdadeiro mosaico de produção agrícola (AGUIAR et al. 2010). Com o abandono das áreas mais marginais e a simplificação do mosaico agrícola em montanhas temos um *trade-off* no qual ocorre redução na produção de culturas ou gado pode afetar outros serviços de ecossistema. Além disso, o abandono pode levar a diminuição dos serviços ecossistêmicos de provisão e aumentar outros serviços de ecossistemas como regulação ou suporte (SIL et al. 2016).

6.4.2. Aplicação dos índices para fins de pagamento de serviços ecossistêmicos

Com base nos valores dos ISE da classe de serviços de provisão encontrados em cada ecossistemas (Figura 10), consta-se que 17,6% da área das freguesias amostradas apresentam nível adequado para os serviços de provisão, enquanto 12,4% estão em condições críticas e envolvem os ecossistemas de floresta periurna e o povoado. Zonas críticas situam-se próximas a outras que apresentam níveis adequados de serviços de provisão. Isso enfatiza a necessidade de um planejamento local para proposição e incentivos que possam aumentar esse serviço.

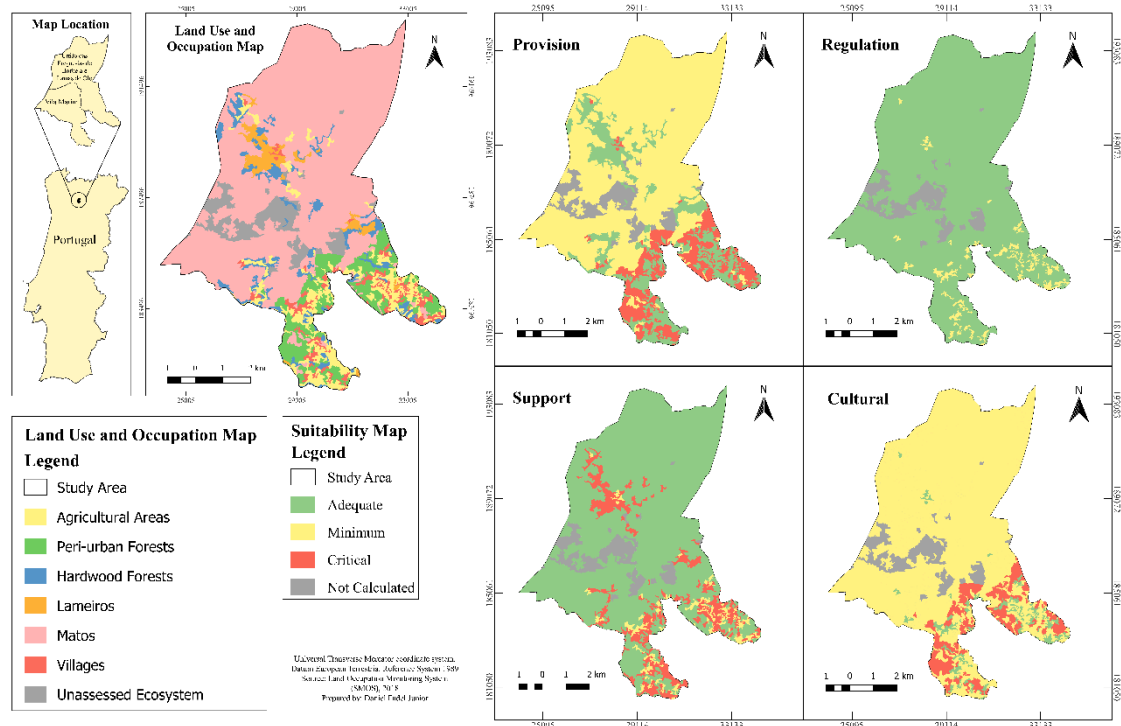
No que se refere aos serviços de regulação, 96,3% das áreas das freguesias amostradas apresentaram nível adequado, com apenas 3,6% de área em nível mínimo (Figura 7). Este resultado reflete o alto valor de pagamento de serviços de regulação para essas freguesias de Vila Marim e União das freguesias de Borbela e Lamas de Olo que envolvem 8,8 % de floresta periurbana, 5,9 % de floresta de folhosas, 69,9% de matos, 8,6 % de agricultura, 3,1 % de lameiros.

Entre os serviços, os de suporte foram os que apresentaram maior proporção de área (3,6%) das freguesias em nível crítico, ocupando a área apenas do povoamento. Esse

resultado reflete a necessidade urgente dos poderes públicos e comunidades locais realizarem ações de restauração ecológica nas áreas críticas indicadas no mapeamento (Figura 8), por meio do enriquecimento e criação de parques urbanos, áreas verdes urbanas, que possuem a importante função de reduzir efeitos da poluição e dos ruídos, agem na redução da temperatura, além de influenciarem no balanço hídrico e ainda podem servir de abrigo a diversos animais autóctones (GÓMEZ et al., 2011; GÓMEZ et al., 2014).

Os serviços culturais apresentaram nível adequado apenas no povoado (3,6%), mínimo na maioria da área e crítico no ecossistema floresta periurbana (8,8%). Isso reflete a falta de investimento em atividades como o turismo ambiental que podem promover ao aumento dos serviços culturais e de regulação, sobrepondo e valorando áreas com baixo valor cultural atual (KOURE et al., 2022).

Figura 7. Distribuição espacial das classes de serviços ecossistêmicos níveis de adequação para as Freguesias de Vila Marim e União das freguesias de Borbela e Lamas de Olo. (A) Mapa de adequação para a classe provisão calculado a partir dos índices de cada ecossistema avaliado e seus níveis de adequação. Ecossistemas com nível de adequação considerados: Adequado - Lameiros, Floresta de folhosas e Agricultura. Mínimo - Matos. Crítico - Floresta Periurbana e Povoados. (B) Mapa de adequação para a classe regulação calculado a partir dos índices de cada ecossistema avaliado e seus níveis de adequação. Ecossistemas com nível de adequação considerados: Adequado - Lameiros, Floresta de folhosas, Agricultura, Matos, Floresta Periurbana. Mínimo - Povoados. (C) Mapa de adequação para a classe suporte calculado a partir dos índices de cada ecossistema avaliado e seus níveis de adequação. Ecossistemas com nível de adequação considerados: Adequado - Floresta Periurbana, Floresta de folhosas, Matos. Mínimo - Agricultura e Lameiros. Crítico - Povoados. (D) Mapa de adequação para a classe provisão calculado a partir dos índices de cada ecossistema avaliado e seus níveis de adequação



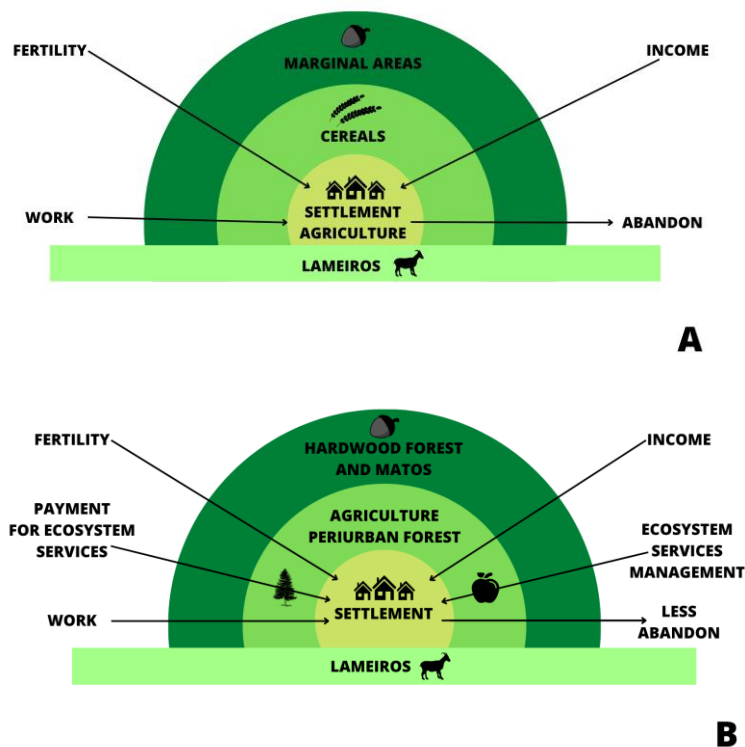
6.4.3. Análise crítica: pagamento de serviços de ecossistema e o abandono de áreas de montanha

Pouco antes da generalização da mecanização, da adubação com fertilizantes químicas e da adoção de um modelo baseado em energia fóssil, agroecossistemas de montanha baseavam-se em uma estrutura aureolar, com um gradiente de fertilidade e intensidade de utilização da terra, decrescendo do centro para a periferia do território das aldeias (figura 10a) (AGUIAR et al. 2009).

Nesse modelo de distribuição verificamos que os ecossistemas de montanha mais distantes do centro da aureolar e os lameiros (possui estrutura alongada e dispõe-se ao longo das linhas de água, conectando as diferentes auréolas) possuem os maiores índices de serviços de ecossistema geral (ISEG) (figura 10b), enquanto os ecossistemas mais próximos do centro da aureola (agricultura, floresta periurbana e povoados) encontramos menores índices (Tabela 2). Quando entramos nas aureolas mais centrais os valores gerais dos ISEG começam a diminuir, sendo áreas de agricultura, florestas peri-urbana e os povoados (Tabela 2).

Na região do estudo até mesmo as áreas mais externas da auréola são geridas pelos povoados, acreditamos que devido a isso os serviços de ecossistemas possam ter apresentado esses índices mais elevados nas áreas marginais, visto que o abandono e a falta de gestão podem acarretar sérios problemas como por exemplo fogos catastróficos, erosões, perda de recursos de provisão.

Figura 9 A-B: Representação diagramática da estrutura aureolar dos sistemas tradicionais de aproveitamento dos recursos naturais de montanha, com seus respectivos ecossistemas em A temos o modelo tradicional e em B o modelo que encontramos e propomos nesse trabalho. As setas indicam o sentido da variação espacial da fertilidade, trabalho, renda, abandono, manejo dos serviços de ecossistema e pagamento por serviços de ecossistema. Figura adaptada de Aguiar et al. 2009.



O abandono dessas vilas se dá principalmente a falta de recursos monetários locais, assim o pagamento por serviços de ecossistema poderia ser uma alternativa para reduzir o abandono. Visto que é necessário a população para fazer a gestão e manutenção dos ecossistemas a fim de manter os índices altos, trazendo bem-estar, benefícios econômicos e ecológicos a toda a população (ROOK et al., 2013; LIU et al., 2008, BENNETT, PETERSON, GORDON 2009).

Recentemente Lopes et al. 2022 analisa fatores administrativos, técnicos e financeiros sobre a compreensão de como o processo de financiamento público afeta a eficiência da estabilização de emergência pós-incêndios em Portugal, trazendo considerações importantes de como as populações afetadas poderiam contribuir para a restauração dessas áreas. Nessa mesma linha de raciocínio, podemos sugerir que os financiamentos de serviços de ecossistema podem trazer benefícios a esses povoados direta e indiretamente. Já que com subsídios os gestores podem fazer os manejos

adequados das áreas, podem continuar com criações, podem oferecer condições melhores a suas famílias e que assim o abandono seja menor.

6.5. CONCLUSÕES

Podemos concluir que a cordilheira do Alvão possui alta heterogeneidade de serviços de ecossistemas, com alta variação nos valores dos índices de acordo com o ecossistema avaliado. A cordilheira do Alvão pode contribuir para a conservação dos diversos ecossistemas avaliados, os quais prestam importantes serviços de ecossistemas.

Classes como regulação e suporte estão mais associadas a ambientes mais selvagens e florestais, enquanto classes como provisão as áreas de pastagens como lameiros e de agricultura e a classe cultural aos povoados.

A proposta de pagamento pelos serviços ecossistêmicos na montanha possam ser aplicados e assim os gestores e residentes dos povoados possam receber pela conservação dessas áreas, reduzindo seu êxodo.

6.6. REFERÊNCIAS

ARNÉS, Marta Astier Esperanza. Sostenibilidad en sistemas de manejo de recursos naturales en países andinos. 2018.

ASSESSMENT, Millennium Ecosystem. Millennium ecosystem assessment. Millennium Ecosystem Assessment, 2001.

BHATTA, Laxmi D. et al. Payment for ecosystem services: possible instrument for managing ecosystem services in Nepal. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, v. 10, n. 4, p. 289-299, 2014.

CAIRE, Elaine. A história da origem da curva normal. 2012.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.

Francisco, B. S., Viveiros, E., Dutra, F. B., Souza Filho, P. C., Martins, R. P., Passaretti, R. A., ... & Piña-Rodrigues, F. C. M. (2022). Band planting: a new restoration technique under the multi-criteria analysis of ecological functionality. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, 57(1), 1-11.

Galetti, G., da Silva, J. M. S., Piña-Rodrigues, F. C. M., & Piotrowski, I. (2018). Análise multicriterial da estabilidade ecológica em três modelos de restauração florestal. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, (48), 142-157.

GÓMEZ, Francisco; GIL, Luisa; JABALOYES, José. Experimental investigation on the thermal comfort in the city: relationship with the green areas, interaction with the urban microclimate. *Building and environment*, v. 39, n. 9, p. 1077-1086, 2004.

Lopes, D., Bento, J., Magalhães, M., Ferreira, P. (2010). Alvão-Marão: Preserving Important Natural Resources in a Mountain Range. In: Evelpidou, N., Figueiredo, T., Mauro, F., Tecim, V., Vassilopoulos, A. (eds) *Natural Heritage from East to West*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-01577-9_19

Lopes, L. F. G., dos Santos Bento, J. M. R., Cristovão, A. F. A. C., & Baptista, F. O. (2015). Exploring the effect of land use on ecosystem services: The distributive issues. *Land Use Policy*, 45, 141-149.

HAESEN, Stef et al. ForestTemp–Sub-canopy microclimate temperatures of European forests. *Global Change Biology*, v. 27, n. 23, p. 6307-6319, 2021.

ICN. 2006. Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Lisboa: Instituto de Conservação da Natureza (www.icnb.pt).

Martinez, E. A., Casalinho, H. D., de Lima, A. C. R., & Schwengber, J. E. (2017). Oferta de serviços ambientais a partir de diferentes agroecossistemas de base familiar no sul do Rio Grande do Sul. *Agricultura Familiar: Pesquisa, Formação e Desenvolvimento*, 11(1), 71-86.

Masera, O.; Astier, M.; López-Ridaura, S., 1999. Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación MESMIS. *Mundiprensa/GIRA/ UNAM, México*, 103 pp.

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.

Piña-Rodrigues, F.; Silva, J.M.; Piotrowski, I.; Lopes, G.R.; Galetti, G.; Franco, F.S.; Alvares, S.M.R., 2015. Protocolo de monitoramento de funcionalidade ecológica de áreas de restauração. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2324.1681>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. (2019). Serviços ecossistêmicos. [Informma - Projetos sobre a biodiversidade]. <http://www.mma.gov.br/informma/item/15320>.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, n. 15, p. 253-260, 1997.

SILVA-CASSANI, Nahieli et al. Evaluation of the Sustainable Performance of Native and Intensive Silvopastoral Systems in the Mexican Tropics Using the Mesmis Framework. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, v. 25, n. 3, 2022.

GÓMEZ, Francisco et al. Green areas, the most significant indicator of the sustainability of cities: Research on their utility for urban planning. *Journal of Urban Planning and Development*, v. 137, n. 3, p. 311-328, 2011.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v. 41, p. 393-408, 2002.

FARIA, B. C.; PEREIRA, M. A. V.; SARAIVA JUNIOR, J. C. Análise comparativa dos serviços ecossistêmicos de áreas verdes da cidade de Natal, Rio Grande do Norte, 2019.

FARLEY, Joshua; COSTANZA, Robert. Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological economics*, v. 69, n. 11, p. 2060-2068, 2010.

GAUDERETO, G. L., et al. Avaliação de serviços ecossistêmicos na gestão de áreas verdes urbanas: promovendo cidades saudáveis e sustentáveis. *Ambiente & Sociedade*, v. 21, 2018.

GOTELLI, Nicholas J.; ELLISON, Aaron M. Princípios de estatística em ecologia. ARTMED editora, 2016.

ALIX-GARCIA, Jennifer; WOLFF, Hendrik. Payment for ecosystem services from forests. *Annu. Rev. Resour. Econ.*, v. 6, n. 1, p. 361-380, 2014.

JENNINGS, V.; LARSON, L.; YUN, J. Advancing sustainability through urban green space: Cultural ecosystem services, equity, and social determinants of health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13, n. 2, 2016.

KENWARD, R. E. et al. Identifying governance strategies that effectively support ecosystem services, resource sustainability, and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 108, n. 13, p. 5308-5312, 2011.

MATHEY, Juliane et al. Brownfields as an element of green infrastructure for implementing ecosystem services into urban areas. *Journal of Urban Planning and Development*, v. 141, n. 3, p. A4015001, 2015.

PANASOLO, A. et al. Percepção dos serviços ecossistêmicos de áreas verdes urbanas de Curitiba/PR. *BIOFIX Scientific Journal*, v.4, n.1, p.70-80, 2019,.

PAPPAGALLO, Linda et al. Scoping protocol for operationalizing payment for ecosystem services for pastoralist rangelands. 2018.

SUKHDEV, P. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. Interim Report of the Convention on Biological Diversity. European Communities, Cambridge, United Kingdom, 2008.

- MA (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC
- MADUREIRA, Livia et al. Economia dos Serviços de Ecossistema—Um guia para conhecer e valorizar serviços de agroecossistemas em áreas protegidas de montanha. *Quercus*, v. 146, 2013.
- Ghazi H, Messouli M, Yacoubi Khebiza M, Egoh BN (2018) Mapping regulating services in Marrakesh Safi region - Morocco. *J Arid Environ* 159:54–65
- Alamgir M, Turton SM, Macgregor CJ, Pert PL (2016) Assessing regulating and provisioning ecosystem services in a contrasting tropical forest landscape. *Ecol Indic* 64:319–334
- PAIVA, Rita; CABRAL, Ricardo; LOPES, C. Baldios. História e Legislação [Common Land, History and Legal Framework]. inforCNA, 2019.
- DGTERRITÓRIO, 2018. Especificações técnicas da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 2018. Relatório Técnico. Direção-Geral do Território (DGT).
- POÇAS, Isabel; CUNHA, Mário; PEREIRA, Luis S. Dynamics of mountain semi-natural grassland meadows inferred from SPOT-VEGETATION and field spectroradiometer data. *International journal of remote sensing*, v. 33, n. 14, p. 4334-4355, 2012.
- AGUIAR, Carlos et al. Montanha. **Ecossistemas e bem-estar humano: avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment**, p. 295-339, 2009.
- LOPES, Luís F. et al. Public funding constrains effective postfire emergency restoration in Portugal. *Restoration Ecology*, p. e13769, 2022.
- MANNING, Peter et al. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature ecology & evolution*, v. 2, n. 3, p. 427-436, 2018.
- HERNÁNDEZ-MORCILLO, Mónica; PLIENINGER, Tobias; BIELING, Claudia. An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological indicators*, v. 29, p. 434-444, 2013.
- HIRONS, Mark; COMBERTI, Claudia; DUNFORD, Robert. Valuing cultural ecosystem services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 41, n. 1, p. 545-574, 2016.
- SHERROUSE, Benson C.; SEMMENS, Darius J.; ANCONA, Zachary H. Social Values for Ecosystem Services (SolVES): Open-source spatial modeling of cultural services. **Environmental Modelling & Software**, v. 148, p. 105259, 2022.
- CARVALHO, João PF. Composition and structure of natural mixed-oak stands in northern and central Portugal. **Forest ecology and management**, v. 262, n. 10, p. 1928-1937, 2011.
- Kassambara, A.; Mundt, F. Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R Package Version 1.0.6. 2019.

CHAN, Kai M. A. et al. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS biology*, v. 4, n. 11, p. e379, 2006.

GIS Development Team. 2019. "QGIS Geographic Information System." Open Source Geospatial Foundation Project. Accessed on July 10, 2023. <http://qgis.org>

RODRIGUES, Marcos et al. Drivers and implications of the extreme 2022 wildfire season in Southwest Europe. *Science of the total environment*, v. 859, p. 160320, 2023.

ROOK, Graham A. Regulation of the immune system by biodiversity from the natural environment: an ecosystem service essential to health. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 110, n. 46, p. 18360-18367, 2013.

KHALEDI KOURE, Farangiz et al. Ecotourism development strategies and the importance of local community engagement. *Environment, Development and Sustainability*, p. 1-29, 2022.

LIU, Jianguo et al. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National academy of Sciences*, v. 105, n. 28, p. 9477-9482, 2008.

XU, Xibao et al. Wetland ecosystem services research: A critical review. *Global Ecology and Conservation*, v. 22, p. e01027, 2020.

MATOS, Paula et al. Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators. *Science of the Total Environment*, v. 665, p. 521-530, 2019.

BENNETT, Elena M.; PETERSON, Garry D.; GORDON, Line J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology letters*, v. 12, n. 12, p. 1394-1404, 2009.

VAN HECKEN, Gert; BASTIAENSEN, Johan. Payments for ecosystem services: justified or not? A political view. *Environmental science & policy*, v. 13, n. 8, p. 785-792, 2010.

SHEEHAN, Callum; MARTIN-ORTEGA, Julia. Is conservation basic income a good idea? A scoping study of the views of conservation professionals on cash giving programmes. *Biological Conservation*, v. 279, p. 109914, 2023.

CAPITULO 5

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A adequação e utilização de protocolos para fins de classificação de mudas, avaliações ambientais e avaliação de serviços de ecossistemas foram possíveis, em diversas escalas desde à produção de mudas até o nível da paisagem em distintos ecossistemas.

No capítulo dois classificamos 80 espécies de Cerrado, em duas categorias propostas de espécies de produção e espécies de conservação, a partir do protocolo com indicadores de fácil aplicação.

No capítulo três a nova técnica de restauração ecológica chamada de plantio em faixas teve maiores valores de índices de consolidação da funcionalidade ecológica quando comparada com a técnica plantio convencional de mudas e condução da regeneração natural. Nossos resultados mostram que está nova técnica agrega características tanto da do plantio convencional como da regeneração natural.

No capítulo quatro o protocolo de avaliação de serviços ecossistêmicos se mostrou uma ferramenta poderosa para avaliação a partir de indicadores e índices de consolidação de serviços ambientais em diversos ecossistemas avaliados em uma montanha ao norte de Portugal.