



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ETNOBIOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA -
PPGETNO

GABRIELA ALBUQUERQUE GALVÃO

EFEITO DA ESTRUTURA DE PAISAGEM SOBRE O BANCO DE SEMENTES
EM ÁREAS DEGRADADAS

Recife-PE

2022

GABRIELA ALBUQUERQUE GALVÃO

**EFEITO DA ESTRUTURA DE PAISAGEM SOBRE O BANCO DE SEMENTES
EM ÁREAS DEGRADADAS**

Trabalho de dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação de Etnobiologia e Conservação da Natureza da Universidade Federal Rural de Pernambuco como requisito obrigatório para obtenção do título de mestre.

Orientador:

Thiago Gonçalves Souza

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Recife-PE

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G182e

Galvão, Gabriela Albuquerque
EFEITO DA ESTRUTURA DE PAISAGEM SOBRE O BANCO DE SEMENTES EM ÁREAS DEGRADADAS /
Gabriela Albuquerque Galvão. - 2022.
43 f. : il.

Orientador: THIAGO GONCALVES SOUZA.
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e
Conservação da Natureza, Recife, 2022.

1. Ecologia de Paisagem. 2. Diversidade Funcional. 3. Diversidade Filogenética. I. SOUZA, THIAGO
GONCALVES, orient. II. Título

CDD 304.2

GABRIELA ALBUQUERQUE GALVÃO
**EFEITO DA ESTRUTURA DE PAISAGEM SOBRE O BANCO DE SEMENTES
EM ÁREAS DEGRADADAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza (UFRPE, UEPB, URCA e UFPE) como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

DISSERTAÇÃO DEFENDIDA E APROVADA EM _____/_____/_____

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Jarcilene Silva de Almeida

Prof. Dr. Bruno Ximenes Pinho

Profa. Dra. Mônica Lúcia Botter-Carvalho

Prof. Felipe Martello Ribeiro

Profa. Dra. Mônica Lúcia Botter Carvalho

AGRADECIMENTOS

A meus orientadores, professor Thiago e professor Felipe, pela paciência e tempo dedicado nessa parte da minha formação. Deixando um agradecimento especial ao professor Thiago, que me acompanha desde a graduação, por todo apoio e confiança em mim, além de toda amizade e companheirismo que ele tem com todos os alunos dele, nos sentimos muito acolhidos e parceiros no ECOFUN.

Também aos meus amigos do laboratório, esse trabalho não seria metade do que foi sem ajuda de todos eles. Muito obrigada ao meu parceiro científico e de fofoca, Gabriel, que ajudou em praticamente tudo nesse mestrado desde o fim da graduação, que nossa parceria perdure juntos no doutorado. Outro muito obrigada a minha amiga Ingrid, a melhor representante discente dessa universidade (rs), quem salvou minha vida milhões de vezes nesses dois anos. Também juntar para agradecer aos meus guias, Reginho, Arthur, Pedro e PM, vou levar todo o aprendizado (acadêmico e extra-acadêmico) que eles me proporcionaram para sempre. E a todos os parceiros de laboratório e agregados, por todo conhecimento, risadas e amizade compartilhada.

Muito obrigada à agência de fomento que possibilitou a realização desse estudo, a FACEPE. A minha segunda casa, UFRPE, universidade que abraça seus alunos como filhos, essencial no meu processo de formação profissional e pessoal e principalmente ao programa de pós-graduação que estou inserida, o PPGETNO. Sou muito grata a todo corpo docente e aos funcionários que compõe a universidade.

Em seguida preciso agradecer bastante aos meus amigos fora da academia, que me aguentaram reclamar e lamentar sobre o mestrado esses dois anos inteiros. Minha vida seria bem mais triste sem vocês para dividir, Allana, GH, Igor, Aline e Yasmin. E um muito obrigada a Lucas, o principal responsável por eu estar conseguindo terminar esse mestrado sem ter surtado de vez na pandemia.

Por último, e mais importante, agradeço à minha família por todo amor, incentivo e por sempre apoiar minhas escolhas.

SUMÁRIO

RESUMO	2
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO GERAL	4
Objetivos e questionamentos	4
Estratégia de pesquisa	4
Estrutura da dissertação	5
CAPÍTULO 1: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	6
Restauração ecológica	6
Banco de sementes e restauração	7
Ecologia de paisagem	8
Efeito de Escala	9
Métricas de Diversidade	9
Referências	10
CAPÍTULO 2: LANDSCAPE ON THE SEED BANK OF DEGRADED AREAS	13
Abstract	13
Introduction	14
Methods	16
Study Area	16
Selection of Areas for Recovery	16
Recovery Efforts	17
Sample collection and seed bank	18
Diversity indices	19
Landscape data	20
Data analysis	20
Results	21
Discussion	24
References	27
Supplementary material	35
CAPÍTULO 3: CONSIDERAÇÕES FINAIS	40
Relevância e impacto no desenvolvimento científico, tecnológico e socioeconômico	40

RESUMO

Melhorar a infraestrutura humana é um componente chave do nosso crescimento econômico, mas também tem sido destacado como o principal fator de degradação e fragmentação de habitats no planeta, que são as principais causas da perda de biodiversidade. Entender como uma obra de grande magnitude, como a transposição do rio São Francisco, impacta em respostas biológicas mensuráveis é determinante na elaboração de estratégias para mitigação de impactos e conservação da biodiversidade. Buscamos investigar o papel do banco de sementes do solo da Caatinga, tanto para monitorar a efetividade de intervenção das técnicas de regeneração, quanto para entender a resposta biológica à degradação da floresta a nível de paisagem a partir das métricas: fragmentação e qualidade florestal. As seguintes perguntas permeiam essa dissertação: qual a síndrome funcional do banco de sementes em áreas de Caatinga afetadas pela obra de transposição do rio São Francisco? Qual a influência da paisagem na composição dos atributos funcionais das espécies de plantas no banco de sementes? Qual a influência da paisagem no agrupamento filogenético das plantas do banco de sementes? Para respondê-las coletamos o banco de sementes de quatro tipos de áreas afetadas pela obra de transposição do rio São Francisco, que são áreas próximas não afetadas pela obra, por serem de proteção ambiental, que chamamos de controle positivo; áreas afetadas que sofreram intervenções de restauração por semeadura direta, que chamamos de esforços de recuperação 1; áreas afetadas que sofreram intervenções de restauração por semeadura direta e nucleação em conjunto, receberam a denominação de esforços de recuperação 2; e ainda áreas afetadas que não receberam esforços de recuperação foram incluídas como controle negativo. Procuramos atributos funcionais das espécies germinantes do banco de sementes e cruzamos com informações sobre a estrutura da paisagem nas áreas. Testamos através de modelos simples a relação entre a conservação da paisagem e fragmentação da paisagem com os atributos funcionais das espécies em cada área e seu agrupamento filogenético. Apesar de não encontrarmos relação significativa entre a estrutura da paisagem e a diversidade funcional ou filogenética das áreas estudadas, nós entendemos que os dois esforços de recuperação empregados serviram igualmente na restauração da Caatinga, e a alta similaridade entre áreas protegidas e desprotegidas nos preocupa quanto ao estado de conservação desse domínio já tão ameaçado.

Palavras-chave: Ecologia de Paisagem; Diversidade Funcional, Diversidade Filogenética

ABSTRACT

Improvements in human infrastructure is a critical component of our economic growth, but it has also been highlighted as the main driver of degradation and fragmentation of habitats on the planet, which are the main causes of biodiversity loss. Understanding how a project of great magnitude, such as the transposition of the São Francisco River, impacts on measurable biological responses is crucial in the elaboration of strategies for mitigating impacts and conserving biodiversity. We seek to investigate the role of the Caatinga soil seed bank, both to monitor the effectiveness of intervention of regeneration techniques, and to understand the biological response to forest degradation at the landscape level from the metrics of fragmentation and forest quality. The following questions permeate this dissertation: what is the functional syndrome of the seed bank in areas of Caatinga affected by the transposition of the São Francisco River? What is the influence of the landscape on the composition of the functional attributes of plant species in the seed bank? What is the influence of the landscape on the phylogenetic grouping of seed bank plants? To answer them, we collected the seed bank from four types of areas affected by the São Francisco River transposition work, which are nearby areas not affected by the work, as they are environmental protection, which we call positive control; affected areas that have undergone direct seeding restoration interventions, which we call recovery efforts 1; affected areas that underwent restoration interventions by direct seeding and nucleation together, received the denomination of recovery efforts 2; and affected areas that did not receive recovery efforts were included as a negative control. We extracted functional attributes of the germinating species from the seed bank and crossed them with information about the landscape structure in the areas. We tested through simple models the relationship between landscape conservation and landscape fragmentation with the functional attributes of species in each area and their phylogenetic grouping. Therefore we did not find a significant relationship between the landscape structure and the functional or phylogenetic diversity of the studied areas, we assume that both seedling and nucleation methods serve equally to restore the diversity of the seed bank of Caatinga dry forest, but the high similarity between protected and unprotected areas raises a warning message about the conservation status of this threatened Domain.

Keywords: Landscape ecology; Functional Diversity; Phylogenetic Diversity.

INTRODUÇÃO GERAL

Objetivos e questionamentos

O presente estudo parte do esforço de entender como a estrutura da paisagem afeta a diversidade do banco de sementes do solo de áreas sob regime de restauração, previamente impactadas pela mega obra de transposição do rio São Francisco. Buscamos determinar quais características são predominantes em áreas acometidas por técnicas diferentes de restauração e, mais importante, entender como a diversidade funcional e filogenética varia dependendo de métricas de fragmentação e qualidade florestal.

Para tanto, realizamos o teste das seguintes hipóteses (H): (H1) áreas submetidas a técnicas de restauração favorecem uma composição funcional da comunidade relacionada a espécies com atributos mais “conservativos” (H2) áreas de estrutura de paisagem mais conservadas têm maior diversidade funcional, e (H3) áreas de estrutura de paisagem mais conservadas apresentam maior diversidade filogenética no banco de sementes, com espécies que são filogeneticamente distantes.

Estratégia de pesquisa

Esta pesquisa foi realizada no maior projeto de infraestrutura hídrica do Brasil, a Transposição do Rio São Francisco, nomeado pelo governo brasileiro como “Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional” (PISF). A obra é financiada pelo Ministério do Desenvolvimento Regional e prevê a construção de 700km de canais em dois longos eixos ao longo de quatro estados (Pernambuco, Paraíba, Ceará e Rio Grande do Norte), visando proporcionar segurança hídrica a 10 milhões de pessoas que vivem na região mais seca do país.

Para a construção dos canais e a instalação dos lagos artificiais da transposição, uma supressão vegetal de 28 mil hectares foi legalmente autorizada (Rodrigues 2012). Para atenuação, mitigação e correção de impactos, assim como para monitoramento e acompanhamento de mudanças ambientais na região foi proposto pelo Relatório de Impactos Ambientais (RIMA) da obra a implementação de 24 programas ambientais. Dentre eles, o PRAD (Programa de Recuperação de Áreas Degradadas), que visa principalmente a restauração das áreas afetadas pela obra.

Em uma das etapas referentes ao PRAD, foram aplicadas metodologias de recuperação em um total de 36,45 hectares. Para a realização de estudos ambientais, inclusive

nossos trabalhos nessa tese, dentro desta zona foram selecionadas 23 áreas de forma aleatória dentro do critério de escolha que detalhamos na metodologia. Dessa forma, nosso trabalho se aproveita do desenho experimental feito para a restauração das áreas ao longo dos canais de transposição do Rio São Francisco para testar hipóteses ecológicas e de certa forma fornecer dados de monitoramento sobre as técnicas utilizadas para a restauração.

Estrutura da dissertação

A presente dissertação está arranjada para responder de que forma a estrutura da paisagem afeta as diversidades funcional e filogenética em áreas em restauração afetadas pela obra de transposição do rio São Francisco. Para tal, este documento foi organizado em três capítulos.

No primeiro capítulo, dividido em 5 seções, resgatamos informações disponíveis na literatura sobre restauração ecológica, banco de sementes e restauração, ecologia de paisagem, efeito de escala e métricas de diversidade. O segundo capítulo, considerado por nós principal, possui o artigo a ser submetido para a revista “Landscape Ecology”, com título “Landscape effect on the seed bank of degraded areas”. Para o desenvolvimento do texto nós utilizamos a método IMRAD, acrônimo de Introdução, Métodos, Resultados e Discussão, trazendo na introdução as perguntas principais da pesquisa junto com as nossas hipóteses, a importância do estudo e a lacuna de conhecimento que nosso artigo pretende preencher. Já nos métodos, procuramos detalhar o modelo experimental do estudo, onde ele aconteceu, quando aconteceu e quais foram as análises que utilizamos para testar nossas hipóteses. Para apresentar de forma clara e visual os resultados das nossas análises na referida seção e propusemos uma breve discussão sobre o estudo, tentando destacar a contribuição deste artigo. O terceiro capítulo, por fim, traz as conclusões e considerações finais da dissertação de forma clara e destacando a importância desse trabalho como um todo.

CAPÍTULO 1: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Restauração ecológica

São consideradas áreas degradadas extensões naturais que, após passarem por distúrbios, perderam a capacidade de recuperação natural (KAGEYAMA, 1992; BALENSIEFER, 1998). O Manual de Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração do IBAMA define que: “A degradação de uma área ocorre quando a vegetação nativa e a fauna forem destruídas, removidas ou expulsas; a camada fértil do solo for perdida, removida ou enterrada; e a qualidade e o regime de vazão do sistema hídrico forem alterados. A degradação ambiental ocorre quando há perda de adaptação às características físicas, químicas e biológicas e é inviabilizado o desenvolvimento socioeconômico.”.

O processo de degradação é sempre induzido por ações humanas ou acidentes naturais, que diminuem capacidade produtiva a atual e futura do ecossistema. Na literatura sobre manejo de áreas degradadas geralmente observa-se o uso de vários termos como recuperação, reabilitação, restauração, regeneração, revegetação, recomposição, entre outros (MOREIRA, 2004). Essas terminologias, desde muito tempo, vêm sendo usadas livremente sem muita conceituação no que se diz respeito a áreas degradadas.

Segundo a “Soil Conservation Society of America (SCSA)”, recuperação pode ser conceituado como o “processo de reconversão do recurso perturbado à sua condição anterior ou a outro uso”. O IBAMA também enfatiza que o termo recuperação diz respeito ao retorno de uma forma de utilização, mas também contende em o atingimento de uma condição estável em conformidade com os valores ambientais e sociais. Outros autores definem ainda a recuperação a luz de recuperação de recursos a ponto que seja suficiente para restabelecer a composição e a frequência de espécies encontradas anteriormente no local.

Já a restauração, diz respeito ao retorno à estrutura ecológica original. Ou seja, como era antes da modificação humana, em todos os seus aspectos ecológicos, faunísticos, florísticos, hidrológicos, topográficos, entre outros. O que o torna um termo utópico, uma vez que é praticamente inatingível, sendo tecnicamente e economicamente questionável. Entretanto, nos trabalhos e até na nossa legislação, esse termo vem colocado de forma mais flexível, tendo como definição de restauração no art. 2 do SNUC como “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo da sua condição original.”. Colocando em termos mais ecológicos, um ecossistema restaurado pode ser classificado dessa forma se tiver atingido o nível esperado de biodiversidade, funcionamento

e sustentabilidade, que precisam ser representados por alguns atributos mensuráveis (DURIGAN, 2011).

A década de 2021 até 2030 já vem sendo denominada como a “década da restauração” pelas Nações Unidas. Será um período em que planeja-se restaurar a maioria dos ecossistemas degradados no mundo. Em paralelo com outras estratégias de conservação, a restauração ecológica – isto é, ações intencionais que visa restabelecer as estruturas e funções ecológicas de ecossistemas modificados por ação humana (GANN et al., 2019) - representa uma das principais ferramentas para reverter a atual crise da biodiversidade (YOUNG, 2000; HOBBS & HARRIS, 2001). Não obstante, além da conceitualização, a restauração não é apenas importante como prática conservacionista de comunidades vegetais e animais, mas também se mostra uma importante peça na pesquisa ecológica, já que permite o teste de hipóteses e ideias sobre a estrutura das comunidades (JORDAN, 1996).

Por representar uma série de processos ecológicos, os atributos mensuráveis mais comumente utilizados como indicadores de restauração ecológica são a diversidade e a estrutura de comunidade (RUIZ-JAÉN & AIDE 2005). Mas ainda existem perguntas e questões teóricas muito obscuras sobre como a restauração interage com fatores importantes na condução dos padrões de biodiversidade. Segundo BRUDVIG 2011, esses resultados sobre restauração da biodiversidade são ditados primariamente por fatores associados ao local (como escala), por métricas de paisagem e por fatores históricos.

Banco de sementes e restauração

Ao se tratar de comunidades vegetais, o banco de sementes é o componente básico na administração e restauração da vegetação. O termo banco de sementes nada mais é que o reservatório viável de sementes atual em uma determinada área do solo (ROBERTS, 1981). É formado tanto por sementes locais quanto pela chuva de sementes proveniente da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes, sendo essas viáveis, em estado de dormência, presentes na superfície ou no interior do solo (FENNER, 1985). É um componente crucial na conservação de populações de plantas (participando de processos ecológicos, como o restabelecimento de comunidades após distúrbios (SWAINE & HALL, 1983; LECK, 2014). A gestão efetiva de comunidades vegetais depende diretamente da compreensão acerca da dinâmica do banco de sementes (LECK, 2014).

A dinâmica da regeneração de áreas degradadas por ações humanas depende fortemente do banco e da chuva de sementes, por ser um indicativo do potencial de autorecuperação local e, por consequência, do estágio de recuperação dessas áreas (HOPKINS E GRAHAM, 1983). Esses componentes atuam na organização da comunidade,

no aumento da biodiversidade da área e na formação e manutenção das espécies (PLUE et al., 2017; CLARK & POULSEN, 2001). Logo, o banco de sementes do solo, a dispersão de sementes (associado fortemente a paisagem), a intensidade e frequência de perturbação do solo afetam diretamente a dinâmica de regeneração e sucessão florestal (CHAZDON et al., 2007).

Ecologia de paisagem

A composição vegetal próxima de áreas degradadas é um dos fatores que mais influenciam a restauração. Como explicitado, a chuva de sementes advinda de florestas próximas é essencial nesse processo (CHAZDON, 2008). A estrutura da paisagem tem influência não apenas neste, mas em uma gama enorme de processos e padrões ecológicos (TURNER ET AL., 1989).

Metzger 2001 definiu a paisagem como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação”. Mas anos antes, cunhado por Troll em 1939 o termo Ecologia da Paisagem foi usado como uma disciplina científica, ao estudar questões relacionadas ao uso da terra através de fotografias aéreas e interpretação das paisagens. A disciplina surgiu originalmente com um foco na geografia física, mas que hoje em dia vem sendo considerada uma ecologia espacial, buscando compreender a influência da estrutura espacial e de suas unidades nos processos ecológicos (TURNER, 1989). Assim, o objetivo dessa área do conhecimento é primariamente entender os efeitos da heterogeneidade espacial na ocorrência e manutenção das populações, comunidades e processos, considerando sempre qual a escala a ser estudada (METZGER, 1999, 2001).

Para estudo, autores (e.g. RIITTERS et al., 2000; PROULX & FAHRIG 2010) dividem estrutura da paisagem em duas medidas fundamentais: composição da paisagem – relacionada com quantidade e qualidade – e configuração da paisagem – relacionada com a conectividade e a fisionomia espacial. Essa composição e configuração dos ecossistemas caracterizam as paisagens como heterogêneas em sua natureza, mudanças na composição e configuração das paisagens geralmente são resultados de atividades antrópicas (WU, 2013).

As métricas de paisagem são fortes indicadoras de biodiversidade (LINDENMAYER, et al. 2002, WALZ, 2011), mas ainda encontramos pouca previsibilidade nos estudos que ligam componentes da paisagem com a diversidade biológica (FAHRIG, 2003; YAMAURA et al., 2008), principalmente no contexto de restauração. Em 2004, a Sociedade Internacional para Restauração Ecológica publicou o “Primer on Ecological Restoration”, onde reconhece que a estrutura de paisagem são variáveis que devem ser levadas em conta nas avaliações de

restauração, mas raramente essa avaliação acontece na prática, assim como poucos artigos fazem essas ligações, como aponta LEITE 2013 em sua revisão. Apesar disso, uma abordagem baseada na paisagem é essencial no estudo de vários tópicos em restauração que são de interesse teórico e prático (BELL et al., 1997).

Alterações a nível de paisagem podem ser percebidas a partir de métricas como mensuráveis, como número de manchas por hectare, que podemos avaliar o nível de fragmentação do local e cobertura florestal, relacionando o percentual de floresta. Estudos também usam valores de NDVI como *proxy* da qualidade florestal local (BARBOSA et al., 2017; SAN-JOSÉ et al., 2019). A influência de métricas de paisagem, como a fragmentação, na diversidade de espécies é extremamente importante para avaliação de impactos na alteração da paisagem (PÜTTKER et al., 2020).

Efeito de Escala

Um outro problema a ser considerado em ecologia de paisagem é a forma de medir essas métricas. O chamado efeito de escala, detalhadas por JACKSON & FAHRIG 2014, é a escala “ótima” em que a resposta ecológica na área que está sendo estudada é melhor prevista pela estrutura da paisagem.

Estudando duas áreas distintas no México, SAN-JOSÉ et al. 2019 encontraram que o efeito de escala para métricas de porcentagem de cobertura vegetal tende a ser maior que métricas de configuração de escala, como a fragmentação. Eles explicaram esse padrão pela relação que a cobertura vegetal tem com a dispersão de sementes em longas distâncias e pela fragmentação ser mais relacionada com efeitos negativos mais locais, como o efeito de borda. Entretanto, eles não encontraram diferença na escala de efeito quando compararam duas áreas, uma aparentemente mais degradada que a outra, apesar de possuírem expectativa para tal diferença.

Métricas de Diversidade

A grande maioria dos estudos com biodiversidade vem sendo baseada na identidade taxonômica das espécies, trabalhos que indiquem áreas relevantes para conservação, por exemplo são extremamente comuns utilizando-se desses parâmetros (MYERS, 2000; HILL et al., 2003). Entretanto, muitas vezes basear-se apenas nas informações taxonômicas mostra-se incompleta para demonstrar as mudanças na biodiversidade em relação ao ambiente, pois não trazem informações sobre a identidade biológica e as diferenças mais finas entre as espécies, não trazendo explicações em cima dos processos ecossistêmicos (VELLÉGER et al., 2010).

Tratando especificamente da regeneração na Caatinga, ainda lidamos com uma área de conhecimento obscura na ecologia de restauração. A vasta gama de espécies da Caatinga, junto com a diversidade de regimes climáticos, solo e níveis de perturbação humana, têm o potencial de produzir caminhos sucessionais bastante diversos (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Dessa forma, trazer outras dimensões da diversidade, principalmente a dimensão funcional, que se relaciona positivamente com a capacidade de prestar e manter vários serviços ecossistêmicos (DÍAZ et al., 2013), se coloca como ignição essencial para entendermos o que acontece com a comunidade.

A diversidade funcional tem um papel importante na manutenção e mecanismos dentro de uma comunidade, podendo ser definida como a variação das espécies e das suas características que influenciam o funcionamento da comunidade (TILMAN, 2001). A restauração ecológica precisa desse aspecto uma vez que visa reestabelecer atributos de estrutura e função de um dado ecossistema (YOUNG, 200). Tanto para aprimoramento das técnicas de restauração, quanto para monitoramento da eficiência da restauração aplicada (HOLL, 2016, a diversidade funcional pode ser uma abordagem mais apropriada para avaliar a resposta dos ecossistemas à perturbações (MORI et al. 2013).

Outra dimensão relevante da biodiversidade que vem sendo cada vez mais utilizada para esclarecer o processo de restauração é a história evolutiva entre as espécies, representada pela filogenia (SENA et al. 2021). A história evolutiva geralmente expressa uma maior similaridade em características fenotípicas e ecológicas em espécies mais relacionadas (LOSOS, 2008). Portanto, se a perda e a fragmentação do habitat têm um efeito não aleatório nas características das espécies, elas também podem determinar a perda da história evolutiva das plantas. Até o momento, os esforços de restauração com foco na diversidade filogenética indicam que mecanismos benéficos, como facilitação, aumentarão com a distância evolutiva entre espécies concorrentes (VERD et al., 2012). Além de que, conservar a diversidade filogenética de uma comunidade diminui a chance de perdermos espécies únicas ecológica e funcionalmente, e desempenha papéis importantes na manutenção de funções ecossistêmicas e estabilidade (MATOS et al. 2016).

Referências

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research: Multiple successional pathways. *Biological Reviews*, v. 92, n. 1, p. 326–340, fev. 2017.

BARBOSA, A. H. D. S., CARVALHO, R. G. DE, & CAMACHO, R. G. V. Aplicação do

NDVI para a Análise da Distribuição Espacial da Cobertura Vegetal na Região Serrana de Martins e Portalegre – Estado do RioBarbosa, A. H. D. S., Carvalho, R. G. de, & Camacho, R. G. V. (2017). Aplicação do NDVI para a Análise da Distribuição . Geography Department University of Sao Paulo, 33, 128, 2017.

BELL, S. S.; FONSECA, M. S.; MOTTEN, L. B. Linking Restoration and Landscape Ecology. *Restoration Ecology*, v. 5, n. 4, p. 318–323, dez. 1997.

BRUDVIG, L. A. The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go? *American Journal of Botany*, v. 98, n. 3, p. 549–558, 1 mar. 2011.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 362, n. 1478, p. 273–289, 28 fev. 2007.

CHAZDON, R. L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 13 jun. 2008.

CLARK, C. J.; POULSEN, J. R.; PARKER, V. T. The Role of Arboreal Seed Dispersal Groups on the Seed Rain of a Lowland Tropical Forest¹. *Biotropica*, v. 33, n. 4, p. 606–620, dez. 2001.

DÍAZ, S. et al. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and Evolution*, v. 3, n. 9, p. 2958–2975, set. 2013.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.

HILL, J. L.; CURRAN, P. J. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation: Area, shape and isolation of tropical forest fragments. *Journal of Biogeography*, v. 30, n. 9, p. 1391–1403, set. 2003.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration Ecology: Repairing the Earth’s Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology*, v. 9, n. 2, p. 239–246, jun. 2001.

HOPKINS, M. S.; GRAHAM, A. W. The Species Composition of Soil Seed Banks Beneath Lowland Tropical Rainforests in North Queensland, Australia. *Biotropica*, v. 15, n. 2, p. 90, jun. 1983.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale?: Is research conducted at optimal scales? *Global Ecology and Biogeography*, v. 24, n. 1, p. 52–63, jan. 2015.

LECK, M. A. *Ecology of Soil Seed Banks*. Saint Louis: Elsevier Science, 2014.

LEITE, M. DE S. et al. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. *Natureza & Conservação*, v. 11, n. 2, p. 108–118, 2013.

LINDENMAYER, D. B. et al. On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *Forest Ecology and Management*, v. 159, n. 3, p. 203–216, abr. 2002.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v. 1, n. 1–2, p. 1–9, 2001.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853–858, fev. 2000.

PROULX, R.; FAHRIG, L. Detecting human-driven deviations from trajectories in landscape composition and configuration. *Landscape Ecology*, v. 25, n. 10, p. 1479–1487, dez. 2010.

PÜTTKER, T., et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biological Conservation*, 241, 108368, 2020.

RIITTERS, K. et al. Global-Scale Patterns of Forest Fragmentation. *Conservation Ecology*, v. 4, n. 2, p. art3, 2000.

SAN-JOSÉ, M. et al. The scale of landscape effect on seed dispersal depends on both response variables and landscape predictor. *Landscape Ecology*, v. 34, n. 5, p. 1069–1080, maio 2019.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B. Early Succession on Cleared Forest Land in Ghana. *The Journal of Ecology*, v. 71, n. 2, p. 601, jul. 1983.

TURNER, M. G. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 20, n. 1, p. 171–197, nov. 1989.

WALZ, U. Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research*, v. 5, 2011.

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, v. 28, n. 6, p. 999–1023, jul. 2013.

YAMAURA, Y. et al. Relative Importance of the Area and Shape of Patches to the Diversity of Multiple Taxa. *Conservation Biology*, v. 22, n. 6, p. 1513–1522, dez. 2008.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, v. 92, n. 1, p. 73–83, jan. 2000.

CAPÍTULO 2: LANDSCAPE ON THE SEED BANK OF DEGRADED AREAS

Galvão, Gabriela A.^{1,2}; Melo, Felipe P. L.^{1,3}, Gonçalves-Souza, Thiago^{1,2};

¹*Programa de pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza*

²*Universidade Federal Rural de Pernambuco, Laboratório de Síntese Ecológica e Conservação da Biodiversidade*

³*Universidade Federal de Pernambuco, Laboratório de Ecologia Aplicada*

Revista alvo: “Basic and Applied Ecology” (Qualis A4), de acordo com as normas em:

https://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/701754?generatepdf=true

Abstract

Human infrastructure is a critical component of economic growth, but it is also the main driver of degradation and fragmentation of habitats, the main causes of biodiversity loss. Understanding how a project of great magnitude, such as the transposition of the São Francisco River, impacts on measurable biological responses is crucial in the elaboration of strategies for mitigating impacts and conserving biodiversity. We seek to investigate the role of the Caatinga soil seed bank, both to monitor the effectiveness of intervention of regeneration techniques, and to understand the biological response to forest degradation at the landscape level from the metrics of fragmentation and forest quality. The following questions permeate the present research: what is the functional syndrome of the seed bank in areas of Caatinga affected by the transposition of the São Francisco River? What is the influence of the landscape on the composition of the functional attributes of plant species in the seed bank? What is the influence of the landscape on the phylogenetic grouping of seed bank plants? We collected the seed bank from four types of areas affected by the São Francisco River transposition, areas nearby not affected by the transposition, as they are environmental protection areas, which we call positive control; affected areas that have undergone direct seeding restoration interventions, which we call recovery efforts 1; affected areas that underwent restoration interventions by direct seeding and nucleation together, received the denomination of recovery efforts 2; and affected areas that did not receive recovery efforts were included as a negative control. We extracted functional attributes of the germinating species from the seed bank and crossed them with information about the landscape structure in the areas. Through simple linear and generalized linear mixed models we tested the relationship between landscape quality and landscape fragmentation with the

functional and phylogenetic indices of species in each area. We did not find a significant relationship between landscape structure and the diversity metrics studied, which brings into question the lack of diversity patterns in dry forests, particularly in the Caatinga.

Introduction

The progress of human infrastructure is a critical component of economic growth, but it is also the leading driver of habitat degradation and fragmentation, the major factors of biodiversity loss (Shaw 1989; Cardinale 2012; Paudel & Yuan 2012; Marques et al. 2019). Previous studies demonstrated these two drivers change species abundance, decrease species richness, and increase biotic homogenization (Fahrig 2003; Andrade et al. 2015). As a result of changing landscape structure, the loss of biodiversity induced by human infrastructure venues may have an impact on the ecosystem's ability to recover (Barlow et al. 2016; Aavik & Helm 2018). Importantly, understanding how ecosystems recover in response to anthropogenic disturbances is critical to halting, mitigating, and reversing such environmental degradation. In fact, the United Nations declaration of 2021–2030 as the Decade of Ecological Restoration recognizes the urgent need to increase restoration initiatives globally (Waltham et al. 2020).

Even though degraded landscapes require substantial intervention to compensate for the loss of the natural regeneration potential, the most reliable and cost-effective way to make an ecological restoration focusing on surviving species to regenerate (Gann et al. 2019). One of the mechanisms underlying natural regeneration processes is the soil seed bank, which serves as a reservoir of ungerminated propagules with potential to replace annual or perennial adult plants (Leck et al. 2014). The dynamics of seed bank is linked to ecological selection and dispersal processes, being a critical component for community establishment and recovery following disturbance (Sanou et al., 2018), as well as for maintaining genetic diversity and restoring biodiversity (Nielsen et al., 2018; Taiwo et al., 2018, Medeiros-Sarmiento, Ferreira & Gastauer, 2020).

It has long been recognized that landscape structure affects biological communities by changing the quality and amount of land cover (known as composition metrics) and the spatial physiognomy of land cover (known as configuration metrics) (Fahrig 2003, 2013). On the one hand, changes in landscape composition such as increasing the amount of habitat will increase species richness. Conversely, changes in landscape configuration such as reducing habitat connection reduce species richness and increase biotic homogenization as a response

to habitat fragmentation (Jesus et al. 2012; Magnago et al. 2014; Fahrig 2017; Fletcher et al. 2018). However, an open question is understanding whether the effects of habitat configuration and composition on species identity would also be generalized to species traits and their evolutionary history (Fahrig 2003; Yamaura et al., 2008; Leite, 2013).

The growing knowledge produced in functional ecology has highlighted that including species traits improves our ability to tease apart factors driving the successional processes in tropical secondary forests (Muscarella et al., 2015; Meira-Neto et al., 2019). For instance, functional traits might show how plants with different resource-use strategies will be affected during restoration. Specifically, there is a trade-off between acquisition and conservation strategies ranging from fast-growing species with acquisitive strategy being benefited in early successional stages, whereas species with conservative strategies colonize sites in later succession (Diaz et al. 2004; Lohbeck et al. 2013; Reich, 2014). This gradual change replacing acquisitive by conservative species (Pinho et al., 2018) may be also seen in the seed bank. The composition and structure of forest fragments will be influenced by landscape structure, which will restrict seed flows and affect plant dispersion capacity (Jesus, 2021). Specifically, we expect that plant traits will change from wind-dispersed, light seeds, shorter plants with smaller leaves to animal-dispersed, heavy seeds and taller plants with larger leaves as regeneration progresses and the landscape structure is more conserved (Emer 2018).

The evolutionary history of species, as represented by plant phylogeny, is another significant biodiversity feature that has been increasingly employed to understand the restoration process. (Sena et al. 2021). Species' evolutionary history generally expresses a higher similarity in phenotypic and ecological traits in closely related species (Losos, 2008). Therefore, if habitat loss and fragmentation have a non-random effect on species traits, they might also determine the loss of plant evolutionary history. To date, restoration efforts focusing on phylogenetic diversity indicate beneficial mechanisms like facilitation will increase with evolutionary distance between cooccurring species (Verdú et al., 2009; Cadotte et al., 2012).

Overall, analyzing patterns of species recovery is vital to enhance restoration operations and analyze the effectiveness of restoration project initiatives (Staturf et al., 2014). The São Francisco river integration project is a massive human infrastructure project dedicated to providing water to the Brazilian poorest population that live in an arid region with social and economic issues related to water supply (ENGECORPS/HARZA 2000). This

operation altered more than 12,000 hectares (120 km²) of natural ecosystem, including two waterways ~220 km in length with a deforested strip of 200m and 27 artificial reservoirs. This project impacted the Brazilian seasonally dry tropical forest, Caatinga, and there are currently major efforts underway to rehabilitate the impacted areas (ENGECORPS/HARZA 2000).

In this study, we evaluated the influence of landscape structure on the functional and phylogenetic diversity of the seed bank of restoration sites in degraded areas of the São Francisco River transposition work in the Brazilian Caatinga. Our hypotheses are that (1) areas subjected to restoration techniques favor a functional composition with species having more conservative based traits (2) areas with conserved landscape structure present greater functional diversity; and (3) areas with more conserved landscape structure have higher phylogenetic diversity in the seed bank, with species phylogenetically distant.

Methods

Study Area

The São Francisco' river basin covers 631, 133 km², which represents 7.4% of the Brazilian territory. The hydrographic basin of the river encompasses the states of Bahia, Goiás, Pernambuco, Sergipe, Alagoas and Minas Gerais, and the Federal District of Brazil. Specifically, we included only areas impacted by the transposition project. This project intended to provide water to 12 million people of four Brazilian states (Pernambuco, Ceará, Paraíba, and Rio Grande do Norte) (ANA, 2005). The transposition altered 28,123 hectares of land, creating channels, harvesting raw material for channel implementation, and implanting artificial lakes along the axis of the channels. The land degradation caused by this project generated several compensatory activities to restore degraded areas around the channels. The executing agency for the recovery was the Center for Ecology and Environmental Monitoring, which is linked to the Federal University of Vale do São Francisco in the state of Pernambuco (ENGECORPS/HARZA 2000).

Selection of Areas for Recovery

The selection of recovery areas was done using geographic information system (GIS), which integrated factors linked to resilience with priority indicators of environmental value. The efficacy of the recovery effort was the deciding element to select a focal area to be restored. After creating a gradient from low to high resilience values, we selected those areas

that fall in the intermediate condition of resilience, which is where recovery is most successful and cost-efficient (Pardini et al. 2010).

Recovery Efforts

Degraded areas were categorized according to their degree of natural regeneration to choose the techniques to be used by each selected region. Areas that presented an advanced natural regeneration stage received Low Density Seeding (LDS) and areas with initial natural regeneration level received High Density Seeding (HDS), were both was classified as *Recovery Effort 1* (RE1).

In the HDS technique, three species were used, being *Senna uniflora* (Mill.) HSIrwin & Barneby (Fabaceae), with a density of 36 seeds/m², and two species chosen among the herbaceous plants of fast growth and high ground cover *Rhaphiodon echinus* Schauer (Lamiaceae), *Sida galheirensis* Ulbr. (Malvaceae), *Mesosphaerum suaveolens* (L.) Kuntze (Lamiaceae) and *Herissantia crispa* (L.) Brizicky (Malvaceae). Depending on the availability of seed stock, the total density was 65 seeds/m². Sowing was carried out by launching, under the areas of the selected polygons, with the aid of a tractor to incorporate the seeds into the soil. Likewise, the LDS technique was performed by sowing a single species, *S. uniflora* a fast-growing and nitrogen-fixing herb. The sowing density used was 36 seeds/m², also carried out by launching over the selected polygonal areas and incorporated into the soil with the mechanical aid of a tractor.

Also, in other areas seeding methods were applied in conjunction with nucleation techniques, the Natural Regeneration Acceleration Nucleus (NRAN) and the Diversity Acceleration Nucleus (DAN). NRAN was used in areas with different levels of degradation, but which present elements of natural regeneration and some degree of water availability, and DAN was implemented in areas that use the relief to form lakes as wet cores, which can increase survival of seedlings planted on its banks. Areas that received nucleation techniques (NRAN and DAN) along with seeding techniques (LDS and HDS) were classified as *Recovery Effort 2* (RE2).

Last classification was in relation to disturbance frequency, being classified as High Disturbance Frequency, areas that are located in the direct impact range of the PISF work, and Rare Disturbance Frequency, which were the Legal Reserve areas of the indirect influence zones of the work. Degraded areas of the work that did not receive restoration work

were classified as a Negative Reference (N) and areas of conserved Caatinga, as Legal Reserve areas, classified as a Positive Reference (P).

Table 1: Restoration methods applied by area number

Treatment	Nº of areas	Restoration methods
<i>RE1</i>	12	LDS / HDS
<i>RE2</i>	11	LDS / HDS + <i>DAN</i> / <i>NRAN</i>
<i>N</i>	4	-
<i>P</i>	4	-
Total de Áreas	31	-

Sample collection and seed bank

The soil collection points were randomly selected by drawing lots, where, with the creation of a virtual grid of 10x10m squares, five soil collection points were drawn. The soil sample collected was 0.5m x 0.5m and 5cm deep, collected together with the existing litter, with an approximate volume of each sample of 12.5 liters. Soil was collected from 31 areas, 23 areas under recovery, 4 areas of legal reserves (used as positive references) and 4 areas that were disturbed by the transposition work, but that were not influenced by any conservation effort (used as negative references). This procedure was carried out in two years, the 2018 soil collection was carried out between May and June and the 2019 soil collection between July and September 2019.

The collected material was packed in plastic bags, identified, and transported to NEMA/UNIVASF. In the screening, the volume of 4L per sample was standardized, making the removal of coarse material, such as branches and stones. This volume was deposited on plastic trays with holes in the bottom for drainage, along with a cut-out screen (to prevent soil loss) and kept in a greenhouse. The material totaled 155 trays referring to areas plus 5

trays with sterile commercial substrate for control. The trays were randomly distributed in the greenhouse, with 50% of solar radiation passing through to create a more suitable microenvironment for the emergence of viable regenerating individuals in the soil seed bank (Sousa et al. 2017).

During three months of the experiment, each year, the material was irrigated daily, and two weekly evaluations were made to count the individuals in the seedling stage as morphotypes, until later identification. The method to determine the density was seedling emergence, where the seedlings that emerged under irrigated nursery conditions were counted, by area (emerging seedlings/m²). The identification of species occurred with the collection of individuals with reproductive structures, placing them in an oven at 65°C for 72h and then in the freezer for another 48h, to be then identified with the help of specialists from the herbarium of NEMA/UNIVASF and the refers to the herbarium collection. The analysis of the floristic composition in terms of species and family was based on the classification system of the Angiosperm Phylogeny Group IV (2016), and the species names was checked with Flora do Brasil (<https://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Diversity indices

For functional diversity, the species identified from the seed bank were classified according to the following attributes (continuous and categorical): maximum height, maximum leaf length, seed weight, life span - perennial or annual -, floral resource – pollen, nectar and oil -, pollination syndrome — autophily, anemophily, melittophily, psychophily, phalaenophily, chiropterophily, or ornitophily (Quirino and Machado, 2014) and plan origin – native, exotic -. The selection of attributes was determined by their importance in colonization processes and species dispersion, based on previous studies (e.g. Brändle et al., 2003; Ozinga et al., 2004). These attributes were extracted from species description articles and compared with data from herbaria and plant catalogues. We did a correlation matrix to determine the best metric for inferring functional diversity and chose FDis as the best predictor for our research since it is the least correlated measure.

For phylogenetic diversity, we constructed a time-calibrated phylogenetic tree based on Smith & Brown 2018, with 107 species (**Supplementary material – Fig S1**), including some species not completely identified at the genus level, such as: *Scleria* sp., *Ammannia* sp. and *Cyperus* sp.. Species list was checked with Flora do Brasil, according to APG IV (The angiosperm phylogeny group, 2016). For diversity indices, we used the package Phylocom

4.2, built for the phylogenetic analysis of plant communities, we calculated complementary phylogenetic metrics based on abundance and presence/absence: mean phylogenetic distance (MPD) and the standardized effect size for the MPD (Mean Pairwise Distance) we calculated the ses.MPD (Webb et al. 2008), that evaluate the standardized MPD based on 999 random communities, that building a distance matrix and quantifying the average distance of the closest ancestor among pairs of species within a community.

Landscape data

The landscape composition and configuration metrics chosen were respectively forest quality - measured by dry and wet season NDVI (normalized difference vegetation index) amplitude – and fragmentation - represented by number of patches/hectare, which we consider to be the most predictive from the biological point of view (San-José et al. 2019). This data was obtained through satellite images, using GIS. Still, to investigate the scale effect in the relationship between landscape and degradation on diversity, we used images with 8 values of concentric buffers around each collect site (100, 140, 200, 280, 400, 560, 800, 1130 meters of radius) and the optimal scale was selected according to Jackson & Fahrig 2014.

To extract the fragmentation metrics, a landscape coverage map was used for each spatial clipping of each area with the classes “Caatinga”, “Deforested” and “Body of Water”. The map was generated from of the LANDSAT series satellite, which has a spatial resolution of 30m. The 'landscapemetrics' package from R (R Core Team, 2014) was used to extract the fragmentation metric values for each of the 32 areas and for each of the spatial clipping sizes. To extract the QF metric (NDVI amplitude), the dry season and rainy season scenes were downloaded from the Sentinel 2 series satellite, which has a spatial resolution of up to 10m, from the Earth explorer electronic address (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) and extracted the NDVI values of the dry season and rainy season to calculate the amplitude of these values for each scale of the studied landscape.

Data analysis

We performed a generalized linear mixed model (GLMM) to test whether restoration techniques affect trait diversity. The full GLMM included tree continuous traits (maximum plant height, maximum leaf length and seed weight), three environmental variables (restoration treatment, NDVI and fragmentation) and their interactions (**Model 1**) as fixed effects. We included random intercepts and slopes for all traits and environmental variables (ter Braak 2019). We also included the log number of quadrats sampled per site as an offset

to account for search-effort heterogeneity (Kéry 2010). We fitted this GLMM using the R-package glmmTMB (Bolker et al. 2009).

$$\text{abundance} \sim (\text{forest quality} + \text{fragmentation}) + (I(\text{forest quality}^2) + I(\text{fragmentation}^2)) + (\text{seed mass} + \text{plant height} + \text{leaf length}) + (I(\text{seed_mass}^2) + I(\text{plant height}^2) + I(\text{leaf length}^2)) + (1 + \text{seed mass} + \text{plant height} + \text{leaf length} | \text{area}) + (1 + \text{forest quality} + \text{plant height} | \text{species})$$

Model 1: Environmental variables: forest quality = best scale effect of NDVI for functional diversity being 1130m; fragmentation = best scale effect of fragmentation for functional diversity being 140m; treatments = as areas of recovery efforts 1 (RE1), recovery efforts 2 (RE2), Positive areas, and Negative areas. Traits variables: = seed mass, plant height and leaf length.

In relation to the H2 hypothesis, we used the same GLMM as hypothesis H1, to test the traits community weighted mean (CWM) relation, this time without the treatment and a simple linear model, for the functional dispersion (FDIS). Having as a response variable the functional diversity as CWM and FDIS of the species in the seed bank and as predictor variables the landscape metrics in their best effect scale. Also, a linear model was performed with the phylogenetic diversity of the seed bank, calculated using the ses.MPD using the PICANTE package (Kembel et al. 2020). To calculate the effect scale, we used multiscale analyzes with functional and phylogenetic richness as response variables and landscape metrics at different scales, as predictor variables. All statistical tests were performed using the R software. We also repeated the analyses while excluding the alien species to control how exotic plant restoration impacts restoration efforts and plant diversity.

Results

The seed bank contained a total of 106 species with 32.931 individuals. These species are divided into 28 botanical families, with the Solanaceae (9.436 individuals), Poaceae (9.113 individuals), Cyperaceae (5.828 individuals), Portulacaceae (2.733 individuals), and Molluginaceae (1.295 individuals) being the five most numerous families. The alien species *Nicotiana glauca* Graham (Solenaceae) and *Eragrostis tenella* L. (Poaceae) stood out in the area domination with abundance numbers of 9.412 and 3.229 individuals, followed by the native plants *Cyperus uncinulatus* Schrad. ex Nees (Cyperaceae), *Portulaca halimoides* L. (Portulacaceae), and the genus *Ammania* spp. (Plantaginaceae).

Regarding hypothesis H1, only the positive control plots (legally protected areas) were functionally similar, but the other treatments did not differ (Fig. 2). However, when we separated continuous traits, we did not find any difference in trait pattern among restoration treatments. In terms of categorical attributes, there was no significant change among treatments, being the dominating syndrome herbaceous, annual, autochoric, and native plants. Neither categorical nor continuous traits showed a significant pattern for the areas. In addition, we tested whether restoration techniques affect the functional composition of plants. We demonstrated that landscape configuration and composition affected only seed mass ($R^2 = 0.48$; $p < .001$), indicating that lighter seeds are common in fragmented landscapes and with lower quality. However, the other traits did not vary among treatments (Supplementary Material - Table S2).

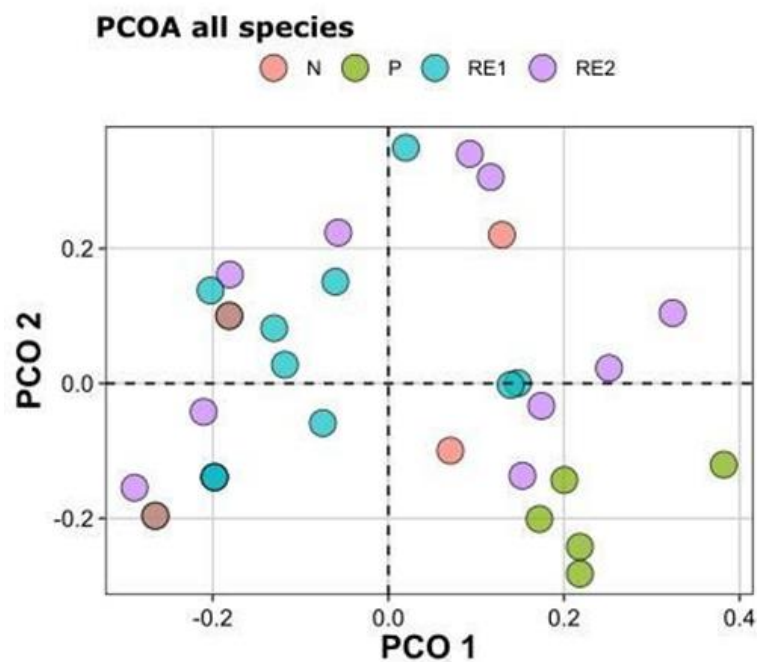


Figure 2. Principal component analysis describing the functional composition for the restoration treatments: Restoration efforts 1 (RE1, blue dots), Restoration efforts 2 (RE2, purple dots), Positive reference (P, green dots), Negative reference (N, red dots).

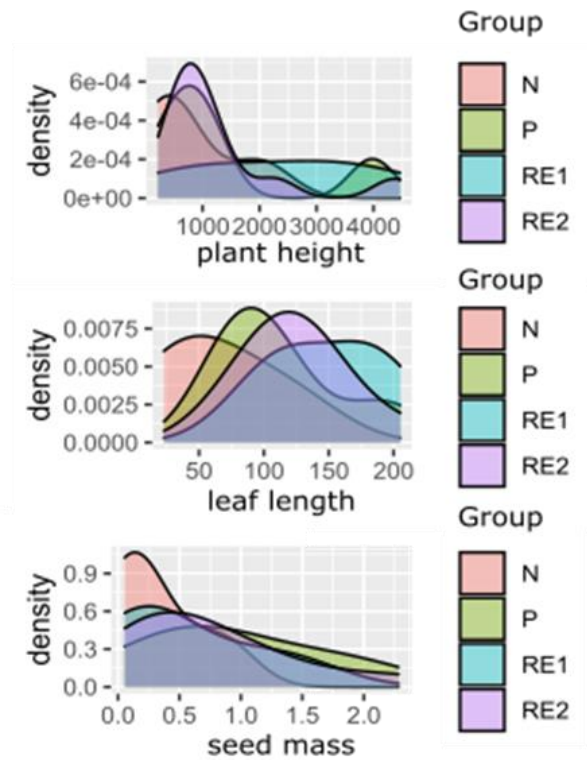


Figure 3. Distribution of species trait values (plant maximum height, plant maximum leaf length and seed mass) for the groups (treatments): Restoration efforts 1 (RE1, purple), Restoration efforts 2 (RE2, blue), Positive reference (P, green), Negative reference (N, red).

To test the hypotheses H2 and H3 we first identified the magnitude of the effect scales for each dependent variable. For functional diversity, the best effect scale to analyze the impacts of fragmentation corresponded to a buffer of 140m, and for forest quality to 1,130m (**Fig. 4**). For phylogenetic diversity, the best effect scale for fragmentation corresponded to 560m, and for forest quality to 400m. However, we found that forest fragmentation and landscape quality did not affect functional diversity ($F_{Dis} \sim FRAG140 + NDVI1130$: $F = 1.307$, $p = 0.2918$, Table S3) nor phylogenetic diversity ($ses.MPD \sim FRAG560 + NDVI400$: $F = 1.165$, $p = 0.353$, Table S4). This result remained unaltered even after removing exotic species (F_{Dis} : $F = 1.307$, $p = 0.2918$, Table S5; MPD : $F = 0.7294$, $p = 0.6078$, Table S6).

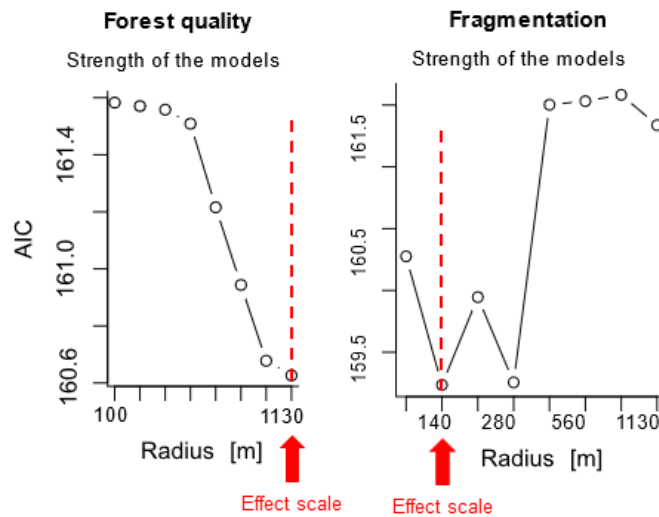


Figure 4: Multiscale analysis to define the effect scales of landscape fragmentation (phylogenetic diversity) and forest quality (Normalized Difference Vegetation Index) metrics for the functional and phylogenetic diversity on soil seed bank in the Caatinga.

Discussion

We found that seed mass differed among treatments, as areas from positive control had heavy seeds, which represent species with conservative traits. In addition, neither functional nor phylogenetic diversity have changed in response to landscape structure and composition. However, we did not find differences in the functional composition of native and exotic plants among treatments, even when comparing between controls (Negative and Positive) and restoration efforts treatments with seedling (RE1) and seedling plus nucleation (RE2) techniques. That is, we did not find a link between landscape structure and the seed bank diversity of degraded Caatingas in a massive human infrastructure project. In applicable terms, the lack of a significant difference between treatments (H1) and between landscape configuration and composition with functional (H2) and phylogenetic (H3) diversity emphasizes three implications for restoration assessment with seed banks: (i) seeding and nucleation methods have a similar potential to restore functional and phylogenetic diversity. (ii) protected areas may not be functional diverse as we assume due previous degradation of the Caatinga, and (iii) the absence of an effect of landscape configuration and composition suggests many processes affecting plant diversity in humid tropical forests (e.g., niche differences, coexistence of rarely species [Wright, 2002]) could not be generalized to dry forests (Arnan et al. 2021; Santos-Neto et al. 2022).

Despite a functional syndrome for the areas that was not found, the relationship of each trait with the treatments and landscape structure shows a pattern of more weighted seeds in positive areas. This trait is more related to conservative species, as we predicted we would find heavier seeds in preserved areas, being a pattern is already expected (see Emer et al. 2018). Some studies argue that the productivity of dry forests is shaped by species with conservative trait values that are better competitors under dry and infertile conditions (Prado-Junior et al. 2017), seeds with the higher mass value could be more resistant for succession in dry forest restoration.

Contrary to our expectations and those from the literature (Magnago et al. 2013; Hatfield et al. 2018; Zambrano et al. 2019, 2020), the landscape structure did not play a significant role in understanding our sites' ability to regenerate. The functional dispersion was not affected by the selected landscape parameters, indicating no substantial clustering in trait space according to a specific restoration technique. Importantly, we demonstrated that the functional diversity of sites where seedling or nucleation plus seedling have been used were as diverse as legally protected or unprotected sites. This result is extremely relevant as applying restoration techniques in a region under a massive infrastructure project seems to not accelerate, considering the seed bank, forest recovery. As a result, the implications are two: first, are the seeding and nucleation techniques effective for the restoration of the Caatinga? Second, maybe even the protected areas in the Caatinga have already suffered so many anthropic impacts over the years that there is a functional filter of species, where all areas have similar traits.

Likewise, landscape structure and composition did not affect plant phylogenetic diversity in the seedbank. Although we expect to find a pattern of phylogeny increase for the regenerating areas, as we assumed that forest loss increase gene loss (Santos et al. 2016), there is still no consensus on the effect of landscape structure and composition on phylogenetic diversity (Matos et al. 2016). Most studies in tropical forests suggest that landscape fragmentation decreases phylogenetic diversity (Munguía-Rosas et al. 2014), but for dry forest we still have a long theoretical way to go. For example, Arnan et al. (2021) and Vieira et al. (2022) studying the functional and phylogenetic diversity of nectary-bearing and herb plants, respectively, did not find that phylogenetic diversity changes along a gradient of human disturbance. Conversely, Ribeiro et al. (2016, 2019) studying in the same area showed that both functional and phylogenetic diversity of woody plants do respond to disturbance. Our findings agree with the results from Arnan et al. (2021) and Vieira et al. (2022) even when excluding exotic plants from the analysis. Therefore, future studies could investigate

whether the patterns found in the seed bank are similar with the regenerating communities to understand whether the absence of a functional or phylogenetic variation is due to a prolonged response of plant communities during the succession.

In summary, previous studies have emphasized that anthropogenic disturbance does not affect functional and phylogenetic diversity of the Caatinga dry forest (Arnan et al. 2021, Vieira et al. 2022), but this is not a general rule (Ribeiro et al. 2016, 2019), which emphasizes there is a great challenge to ecologists studying this Domain. In reaction to human-caused environmental changes, the Caatinga plant communities may pursue complex successional pathways that can hide the effects of landscape structure on functional and phylogenetic diversity (Vieira et al., 2022). Here, we demonstrated three main implications of the potential of different restoration techniques in the seed bank of areas under the impact of a mega infrastructure work. First, the validity of these restoration techniques. Second, the conservation status of what is protected in the Caatinga. Third, incongruent patterns of regenerating community diversity.

We continue to believe that a larger focus on multiple facets of biodiversity provides more insight into management decisions in restoration ecology (Brudvig 2011, Hipp et al. 2015), but this could take place in a follow-up study with regenerating communities that may respond more strongly to restoration techniques. In fact, we recognize it is a limitation in this study as the time to track the successional stages after restoration is a relevant factor to fully assess the relationship of plant species and traits communities with landscape structure. For practical implications, while we did not find statistically significant differences, we demonstrate that the two restoration techniques investigated are both effective. Therefore, we assume that both seedling and nucleation methods serve equally to restore the functional and phylogenetic diversity of the seed bank of Caatinga dry forest, but the high similarity between protected and unprotected areas raises a warning message about the conservation status of this threatened Domain.

References

- Aavik, T., & Helm, A. (2018). Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal: Restoration of species and genetic diversity. *Restoration Ecology*, 26, S92–S102. <https://doi.org/10.1111/rec.12634>
- ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil) (2002) Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2004-2013) : síntese executiva com apreciação das deliberações do CBHSF aprovadas na III Reunião Plenária de 28 a 31 de julho de 2004 / Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília.
- <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ProjetoRioSaoFrancisco/ArquivosPDF/documentostecnicos/PLANODECENALDERCURSOSHIDRICOS2004_2013.pdf>
- Andrade, E. R., Jardim, J. G., Santos, B. A., Melo, F. P. L., Talora, D. C., Faria, D., & Cazetta, E. (2015). Effects of habitat loss on taxonomic and phylogenetic diversity of understory Rubiaceae in Atlantic forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, 349, 73–84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.049>
- Arnan, X., Silva, C. H. F., Reis, D. Q. A., Oliveira, F. M. P., Câmara, T., Ribeiro, E. M. S., Andersen, A. N., & Leal, I. R. (2022). Individual and interactive effects of chronic anthropogenic disturbance and rainfall on taxonomic, functional and phylogenetic composition and diversity of extrafloral nectary-bearing plants in Brazilian Caatinga. *Oecologia*, 198(1), 267–277. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05074-8>
- Barlow, J., Lennox, G. D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Nally, R. M., Thomson, J. R., Ferraz, S. F. de B., Louzada, J., Oliveira, V. H. F., Parry, L., Ribeiro de Castro Solar, R., Vieira, I. C. G., Aragão, L. E. O. C., Begotti, R. A., Braga, R. F., Cardoso, T. M., de Oliveira, R. C., Souza Jr, C. M., ... Gardner, T. A. (2016). Anthropogenic disturbance in

- tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535(7610), 144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J.-S. S. (2009). Generalized linear mixed models: A practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(3), 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Brändle, M., Durka, W., Krug, H., & Brandl, R. (2003). The assembly of local communities: Plants and birds in non-reclaimed mining sites. *Ecography*, 26(5), 652–660. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03513.x>
- Brudvig, L. A. (2011). The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go? *American Journal of Botany*, 98(3), 549–558. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000285>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Díaz, S. M., Pataki, G., Roth, E., Watson, R. T., Al-Hafedh, Y. S., Ahn, S., Amankwah, E., Asah, S. T., Balvanera, P., Breslow, S. J., Bullock, C. H., Cáceres, D. M., Chobotová, V., Daly-Hasen, H., Basak Dessane, E., Figueroa, E., Golden, C., Gómez-Baggethun, E., Islar, M., ... Spierenburg, M. J. (2014). Preliminary guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services. <https://www.researchgate.net/publication/271529734>. <https://repository.ubn.ru.nl/handle/2066/161354>
- ENGEORPS/HARZA (2000) Projeto Transposição de Águas do Rio São Francisco para o Nordeste Setentrional; Relatório R32 – Relatório Síntese de Viabilidade TécnicoEconômica e Ambiental – São Paulo, 330 p. <<https://www.bndes.gov.br/arquivos/pisf/r32-sintese.pdf>>

- Emer, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Guimarães, P. R., Moraes, S., Piratelli, A., & Jordano, P. (2018). Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes—A metanetwork approach. *Ecology Letters*, *21*(4), 484–493. <https://doi.org/10.1111/ele.12909>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *34*(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, *40*(9), 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *48*(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fletcher, R. J., Reichert, B. E., & Holmes, K. (2018). The negative effects of habitat fragmentation operate at the scale of dispersal. *Ecology*, *99*(10), 2176–2186. <https://doi.org/10.1002/ecy.2467>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, *27*(S1). <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Hatfield, J. H., Harrison, M. L. K., & Banks-Leite, C. (2018). Functional Diversity Metrics: How They Are Affected by Landscape Change and How They Represent Ecosystem Functioning in the Tropics. *Current Landscape Ecology Reports*, *3*(2), 35–42. <https://doi.org/10.1007/s40823-018-0032-x>
- Haverd, V., Smith, B., Raupach, M., Briggs, P., Nieradzic, L., Beringer, J., Hutley, L., Trudinger, C. M., & Cleverly, J. (2016). Coupling carbon allocation with leaf and root

- phenology predicts tree–grass partitioning along a savanna rainfall gradient. *Biogeosciences*, 13(3), 761–779. <https://doi.org/10.5194/bg-13-761-2016>
- Hipp, A. L., Larkin, D. J., Barak, R. S., Bowles, M. L., Cadotte, M. W., Jacobi, S. K., Lonsdorf, E., Scharenbroch, B. C., Williams, E., & Weiher, E. (2015). Phylogeny in the Service of Ecological Restoration. *American Journal of Botany*, 102(5), 647–648. <https://doi.org/10.3732/ajb.1500119>
- Introduction to WinBUGS for Ecologists—1st Edition*. ([s.d.]). Recuperado 22 de fevereiro de 2022, de <https://www.elsevier.com/books/introduction-to-winbugs-for-ecologists/kery/978-0-12-378605-0>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale?: Is research conducted at optimal scales? *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 52–63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Jesus, F. M., Pivello, V. R., Meirelles, S. T., Franco, G. A. D. C., & Metzger, J. P. (2012). The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. *Journal of Vegetation Science*, 23(6), 1126–1136. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01418.x>
- Leck, M. A., Parker, V. T., & Simpson, R. L. (Eds.). (1989). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press.
- Leite, M. de S., Tambosi, L. R., Romitelli, I., & Metzger, J. P. (2013). Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: A Review. *Natureza & Conservação*, 11(2), 108–118. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.019>
- Lohbeck, M., Poorter, L., Lebrija-Trejos, E., Martínez-Ramos, M., Meave, J. A., Paz, H., Pérez-García, E. A., Romero-Pérez, I. E., Tauro, A., & Bongers, F. (2013). Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology*, 94(6), 1211–1216. <https://doi.org/10.1890/12-1850.1>

- Losos, J. B. (2008). Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecology Letters*, *11*(10), 995–1003. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01229.x>
- Magnago, L. F. S., Edwards, D. P., Edwards, F. A., Magrath, A., Martins, S. V., & Laurance, W. F. (2014). Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, *102*(2), 475–485. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12206>
- Marques, A., Martins, I. S., Kastner, T., Plutzer, C., Theurl, M. C., Eisenmenger, N., Huijbregts, M. A. J., Wood, R., Stadler, K., Bruckner, M., Canelas, J., Hilbers, J. P., Tukker, A., Erb, K., & Pereira, H. M. (2019). Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecology & Evolution*, *3*(4), 628–637. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0824-3>
- Matos, F. A. R., Magnago, L. F. S., Gastauer, M., Carreiras, J. M. B., Simonelli, M., Meira-Neto, J. A. A., & Edwards, D. P. (2017). Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. *Journal of Ecology*, *105*(1), 265–276. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12661>
- Medeiros-Sarmento, P. S. de, Ferreira, L. V., & Gastauer, M. (2021). Natural regeneration triggers compositional and functional shifts in soil seed banks. *Science of The Total Environment*, *753*, 141934. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141934>
- Meira-Neto, J. A. A., Nunes Cândido, H. M., Miazaki, Â., Pontara, V., Bueno, M. L., Solar, R., & Gastauer, M. (2019). Drivers of the growth–survival trade-off in a tropical forest. *Journal of Vegetation Science*, *30*(6), 1184–1194. <https://doi.org/10.1111/jvs.12810>
- Munguía-Rosas, M. A., & Montiel, S. (2014). Patch Size and Isolation Predict Plant Species Density in a Naturally Fragmented Forest. *PLOS ONE*, *9*(10), e111742. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111742>

- Muscarella, R., Uriarte, M., Aide, T. M., Erickson, D. L., Forero-Montaña, J., Kress, W. J., Swenson, N. G., & Zimmerman, J. K. (2016). Functional convergence and phylogenetic divergence during secondary succession of subtropical wet forests in Puerto Rico. *Journal of Vegetation Science*, 27(2), 283–294. <https://doi.org/10.1111/jvs.12354>
- Nielsen, D. L., Campbell, C., Rees, G. N., Durant, R., Littler, R., & Petrie, R. (2018). Seed bank dynamics in wetland complexes associated with a lowland river. *Aquatic Sciences*, 80(2), 23. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0574-3>
- Ozinga, W. A., Bekker, R. M., Schaminee, J. H. J., & Van Groenendael, J. M. (2004). Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *Journal of Ecology*, 92(5), 767–777. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00916.x>
- Pardini, R., Bueno, A. de A., Gardner, T. A., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2010). Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *PLoS ONE*, 5(10), e13666. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Paudel, S., & Yuan, F. (2012). Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 16, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.12.003>
- Pinho, B. X., de Melo, F. P. L., Arroyo-Rodríguez, V., Pierce, S., Lohbeck, M., & Tabarelli, M. (2018). Soil-mediated filtering organizes tree assemblages in regenerating tropical forests. *Journal of Ecology*, 106(1), 137–147. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12843>
- Prado-Junior, J. A., Schiavini, I., Vale, V. S., Arantes, C. S., van der Sande, M. T., Lohbeck, M., & Poorter, L. (2016). Conservative species drive biomass productivity in tropical dry forests. *Journal of Ecology*, 104(3), 817–827. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12543>
- Quirino, Z. G. M., & Machado, I. C. (2014). Pollination syndromes in a Caatinga plant community in northeastern Brazil: Seasonal availability of floral resources in different plant growth habits. *Brazilian Journal of Biology*, 74, 62–71. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.17212>

- Reich, P. B. (2014). The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: A traits manifesto. *Journal of Ecology*, *102*(2), 275–301. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>
- Ribeiro, E. M. S., Lohbeck, M., Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Tabarelli, M., & Leal, I. R. (2019). Functional diversity and composition of Caatinga woody flora are negatively impacted by chronic anthropogenic disturbance. *Journal of Ecology*, *107*(5), 2291–2302. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13177>
- Ribeiro, E. M. S., Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Tabarelli, M., Souza, G., & Leal, I. R. (2016). Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology*, *97*(6), 1583–1592. <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>
- Sanou, L., Zida, D., Savadogo, P., & Thiombiano, A. (2018). Comparison of aboveground vegetation and soil seed bank composition at sites of different grazing intensity around a savanna-woodland watering point in West Africa. *Journal of Plant Research*, *131*(5), 773–788. <https://doi.org/10.1007/s10265-018-1048-3>
- Santos, A. S., Cazetta, E., Dodonov, P., Faria, D., & Gaiotto, F. A. (2016). Landscape-scale deforestation decreases gene flow distance of a keystone tropical palm, *Euterpe edulis* Mart (Arecaceae). *Ecology and Evolution*, *6*(18), 6586–6598. <https://doi.org/10.1002/ece3.2341>
- Santos-Neto, P. E., Arnan, X., Ribeiro-Neto, J. D., Wirth, R., & Leal, I. R. (2022). Aridity, but not disturbance, reduces the specialization and modularity of plant–insect herbivore interaction networks in Caatinga dry forest. *Journal of Insect Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00376-5>
- Sena, P. H. A., Gonçalves-Souza, T., Gonçalves, P. H. S., Ferreira, P. S. M., Gusmão, R. A. F., & Melo, F. P. L. ([s.d.]). Biocultural restoration improves delivery of ecosystem services in social-ecological landscapes. *Restoration Ecology*, *n/a*(*n/a*), e13599. <https://doi.org/10.1111/rec.13599>

- Shaw, R. P. (1989). Rapid Population Growth and Environmental Degradation: Ultimate *versus* Proximate Factors. *Environmental Conservation*, 16(3), 199–208.
<https://doi.org/10.1017/S0376892900009279>
- Stanturf, J. A., Palik, B. J., & Dumroese, R. K. (2014). Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*, 331, 292–323.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.029>
- Taiwo, D. M., Oyelowo, O. J., Ogedengbe, T. C., & Woghiren, A. I. (2018). The Role of Soil Seed Bank in Forest Regeneration. *Asian Journal of Research in Agriculture and Forestry*, 1(4), 1–10. <https://doi.org/10.9734/AJRAF/2018/42716>
- ter Braak, C. J. F. (2019). New robust weighted averaging- and model-based methods for assessing trait–environment relationships. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(11), 1962–1971. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13278>
- Vieira, L. A. F., Tabarelli, M., Souza, G., Queiroz, R. T., & Santos, B. A. (2022). Divergent herb communities in drier and chronically disturbed areas of the Brazilian Caatinga. *Perspectives in Ecology and Conservation*, S2530064421000997.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.12.002>
- Waltham, N. J., Elliott, M., Lee, S. Y., Lovelock, C., Duarte, C. M., Buelow, C., Simenstad, C., Nagelkerken, I., Claassens, L., Wen, C. K.-C., Barletta, M., Connolly, R. M., Gillies, C., Mitsch, W. J., Ogburn, M. B., Purandare, J., Possingham, H., & Sheaves, M. (2020). UN Decade on Ecosystem Restoration 2021–2030—What Chance for Success in Restoring Coastal Ecosystems? *Frontiers in Marine Science*, 7.
<https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2020.00071>
- Wright, J. S. (2002). Plant diversity in tropical forests: A review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, 130(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s004420100809>

- Yamaura, Y., Kawahara, T., Iida, S., & Ozaki, K. (2008). Relative Importance of the Area and Shape of Patches to the Diversity of Multiple Taxa. *Conservation Biology*, 22(6), 1513–1522. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01024.x>
- Zambrano, J., Cordeiro, N. J., Garzon-Lopez, C., Yeager, L., Fortunel, C., Ndangalasi, H. J., & Beckman, N. G. (2020). Investigating the direct and indirect effects of forest fragmentation on plant functional diversity. *PLOS ONE*, 15(7), e0235210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235210>
- Zambrano, J., Garzon-Lopez, C. X., Yeager, L., Fortunel, C., Cordeiro, N. J., & Beckman, N. G. (2019). The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional diversity: What do we know so far? *Oecologia*, 191(3), 505–518. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04505-x>
- WEBB, C.O., ACKERLY, D.D. & KEMBEL, S.W. 2008 Phylocom: software for the analysis of community phylogenetic structure and trait evolution. Version 4.0.1. <http://www.phylodiversity.net/phylocom/>

Supplementary material

Table S1. Summary of sample sizes for each area studied. RE= Type of restoration efforts, RE1= Restoration efforts 1, RE2= Restoration efforts 2; P= Positive reference; N= Negative reference.

Name area	Restoration Efforts	Size area (ha)	N species	Abundance
3003 A	RE1	0.74	12	559
3008 B	RE1	0.56	9	174
3018 F	RE1	0.51	12	853
3088 L	RE1	1.66	17	186

4142 N	RE1	0.55	17	652
4150 P	RE1	1.8	15	299
4153 Q	RE1	2.06	17	712
4160 R	RE1	2.09	15	404
4173 S	RE1	0.14	19	748
4178 T	RE1	1.68	14	1170
4185 V	RE1	0.31	18	538
4196 X	RE1	0.53	14	479
3015 C	RE2	0.16	17	1040
3016 D	RE2	1.23	17	623
3017 E	RE2	6.08	22	460
3019 G	RE2	2.75	11	53
3035 H	RE2	1.2	11	273
3037 I	RE2	0.75	11	85
3049 J	RE2	5.22	13	80
3054 K	RE2	3.31	7	19
4097 M	RE2	0.35	21	327
4147 O	RE2	1.22	17	308
4179 U	RE2	1.55	18	807

Captação	P	-	20	436
Junco	P	-	22	304
Salão	P	-	22	300
Uri	P	-	14	218
Pousio1	N	-	12	959
Pousio2	N	-	7	15
Pousio3	N	-	15	360
Pousio4	N	-	13	1099

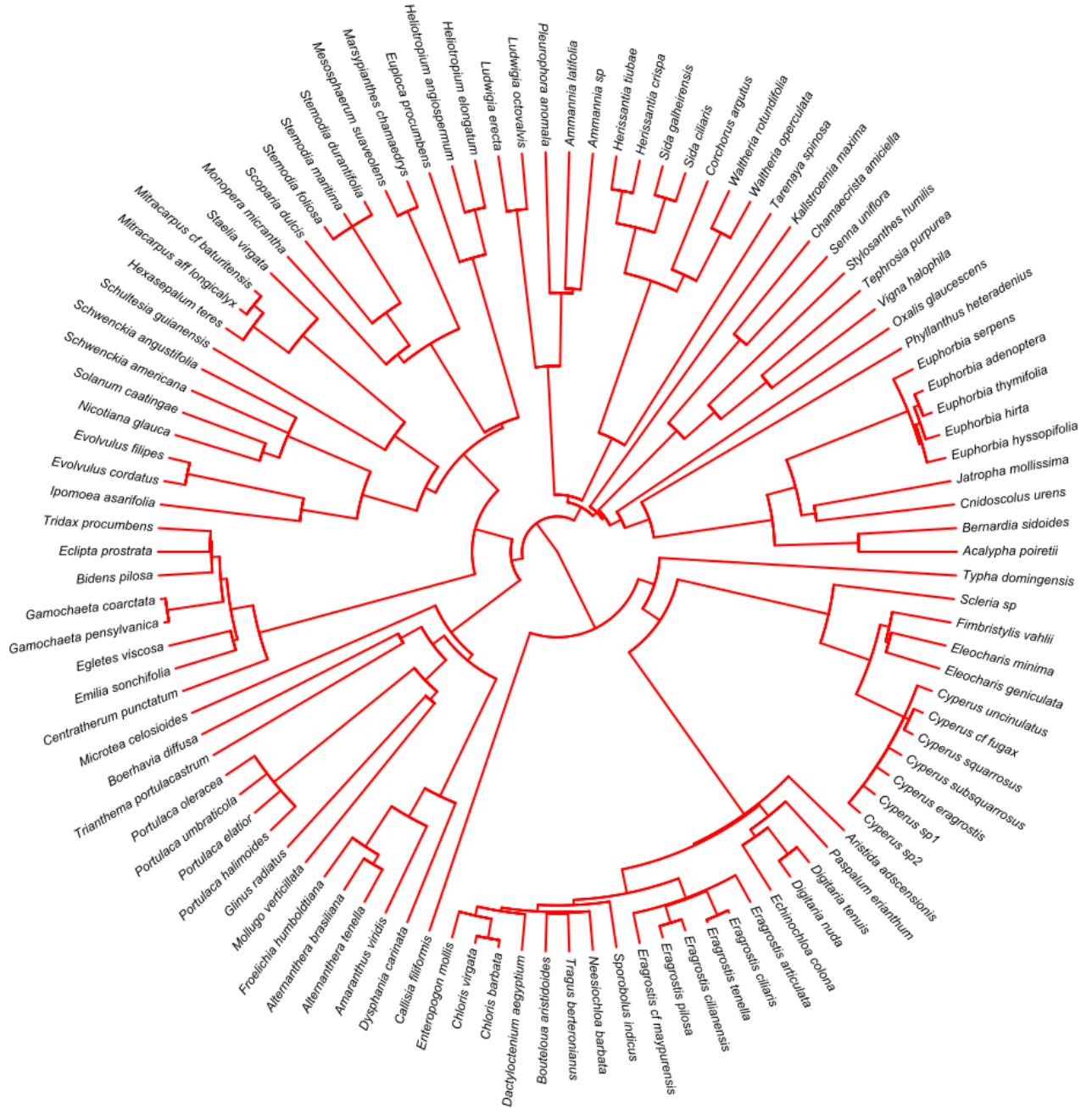


Figure S1: Phylogenetic tree of all species listed in the viable seed bank

Table S2. Hypothesis H1 - GLMM model

~abundance

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-4.417529	0.456592	-9.675	< 2e-16	***
Forest quality	0.062173	0.147291	0.422	0.672943	
Fragmentation	0.014189	0.121477	0.117	0.907013	
I(forest quality^2)	-0.009746	0.068015	-0.143	0.886065	
I(fragmentation^2)	-0.002556	0.097938	-0.026	0.979179	
Seed mass	-1.035278	0.348716	-2.969	0.002989	**
Plant height	-3.255008	2.258196	-1.441	0.149466	

Leaf length	0.480872	0.258619	1.859	0.062972	.
l(seed mass^2)	0.201672	0.053256	3.787	0.000153	***
l(plant height^2)	0.424785	0.322488	1.317	0.187767	
l(leaf length^2)	-0.168402	0.107748	-1.563	0.118071	

Table S3 – Functional LM model

~FDis

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	3.70E-01	1.35E-02	27.467	<2e-16	***
Positive areas	8.72E-03	1.54E-02	0.566	0.5764	
RE1	2.66E-02	1.37E-02	1.94	0.0632	.
RE2	1.71E-02	1.41E-02	1.218	0.2341	
Forest quality	8.97E-01	1.42E+00	0.634	0.5317	
Fragmentation	7.31E-05	3.30E-04	0.222	0.8263	

Multiple R-squared: 0.2008, Adjusted R-squared: 0.04714

Table S4 – Phylogenetic LM model

~ses.MPD

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	2.20E+02	8.56E+00	25.734	<2e-16	***
Fragmentation	9.73E-01	1.58E+00	0.615	0.544	
Positive areas	1.11E+01	8.85E+00	1.25	0.223	
RE1	-3.73E+00	7.28E+00	-0.513	0.612	
RE2	9.44E-01	7.32E+00	0.129	0.898	
Forest quality	-5.16E+02	7.29E+02	-0.707	0.486	

Multiple R-squared: 0.183, Adjusted R-squared: 0.02585

Table S5 – Functional LM model without alien species

~FDis

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	3.70E-01	1.35E-02	27.467	<2e-16	***
Positive areas	8.72E-03	1.54E-02	0.566	0.5764	
RE1	2.66E-02	1.37E-02	1.94	0.0632	.
RE2	1.71E-02	1.41E-02	1.218	0.2341	
Forest quality	8.97E-01	1.42E+00	0.634	0.5317	
Fragmentation	7.31E-05	3.30E-04	0.222	0.8263	

Multiple R-squared: 0.2008, Adjusted R-squared: 0.0471

Table S6 – Phylogenetic LM model without alien species

~ses.MPD

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	2.23E+02	9.67E+00	23.034	<2e-16	***

Fragmentation	5.94E-01	1.79E+00	0.332	0.742
Positive areas	1.46E+01	1.00E+01	1.463	0.155
RE1	2.29E+00	8.22E+00	0.279	0.783
RE2	2.38E+00	8.27E+00	0.287	0.776
Forest quality	-2.89E+02	8.24E+02	-0.35	0.729
Multiple R-squared: 0.123, Adjusted R-squared: -0.04564				

CAPÍTULO 3: CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não encontramos nenhuma relação entre a estrutura da paisagem e as métricas funcionais e filogenéticas analisadas, o que nos levou a três principais indagações sobre o trabalho. Primeiro, sobre a efetividade das técnicas de restauração utilizadas na Caatinga. Segundo, sobre o real status de conservação de áreas protegidas em florestas secas, uma vez que não se apresentam funcionalmente ou filogeneticamente diversas comparado com áreas degradadas e em restauração. E por último, a ausência de padrões de diversidade em florestas secas. Apesar de resultados não significativos, acreditamos que o artigo ainda tenha um grande potencial de publicação, uma vez que contraria resultados tradicionais sobre estrutura da paisagem, além de nos sugerir a não diferença entre os esforços de restauração no local. Isto é, se uma técnica mais cara como a nucleação nos resulta o mesmo resultado que a semeadura, ou até no mesmo resultado que uma regeneração natural, podemos poupar esforços de restauração em outras paisagens na Caatinga.

Relevância e impacto no desenvolvimento científico, tecnológico e socioeconômico

Consideramos esse estudo como o primeiro passo teórico para formulação de estratégias práticas eficientes de recuperação e manutenção de ecossistemas que passam por uma grande perturbação, como é o caso da mega obra de transposição do Rio São Francisco. Além de servir como monitoramento do processo de restauração em vigor, avaliamos que entender a dinâmica da comunidade do banco de sementes e como as métricas de diversidade estão se comportando nos ajuda em planejamentos futuros. Tendo ainda um caráter experimental, esse é um trabalho inovador, mostrando que somos capazes de avaliar não apenas melhores essas estratégias de manejo em ambientes altamente impactados por megaempreendimentos, mas também que podemos continuar o monitoramento para melhor manutenção e sustentabilidade desses ambientes.