

## Artigos

# Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleo com diferentes idades

Assessment of ecological indicators in restoration by applied nucleation with different ages

**Bruna Balestrin Piaia<sup>1</sup>**  
**Ana Paula Moreira Rovedder<sup>1</sup>**  
**Djoney Procknow<sup>1</sup>**  
**Betina Camargo<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil

## RESUMO

O monitoramento por meio de bons indicadores ainda é um desafio na avaliação dos resultados de restauração ecológica no Brasil. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é avaliar indicadores ecológicos do processo de restauração por plantio em núcleos implantados há dois e sete anos, no Rio Grande do Sul. Foram avaliadas 20 parcelas de 5 m x 5 m, em cada área, dispostas sistematicamente sob os núcleos. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura superior a 30 cm foram contados e identificados. As espécies foram classificadas quanto à síndrome de dispersão e tolerância à sombra. Foram calculados o índice de diversidade de Shannon e a equabilidade de Pielou. A cobertura do dossel foi verificada com densiômetro esférico convexo. Análise de variância ( $p < 0,05$ ) foi utilizada para comparar indicadores de composição florística, estrutura e grupos funcionais entre as áreas. Modelos de regressão linear simples entre a área de ocupação dos núcleos e a riqueza e abundância da regeneração natural foram ajustados para verificar a expansão dos núcleos. Os resultados demonstraram maior riqueza, diversidade e percentual de cobertura de dossel na área com plantio em núcleos há sete anos. Houve diferença significativa para indicadores de composição, estrutura e grupos funcionais. O modelo de regressão linear simples para a área do núcleo em função do número de indivíduos foi significativo ( $p < 0,05$ ). Conclui-se que os núcleos implantados há sete anos estão sendo eficientes para a restauração ecológica. O período cronológico pós-implantação deve ser considerado como variável de influência na efetividade da restauração.

**Palavras-chave:** Composição florística; Estrutura; Grupos funcionais; Indicadores ecológicos

## ABSTRACT

---

Monitoring through good ecological indicators is still a challenge in assessing the results of ecological restoration in Brazil. In this sense, the aim of this work was to evaluate ecological indicators of the restoration process by applied nucleation implanted two years and seven years ago in the south of Brazil. A total of twenty 5 m x 5 m plots were evaluated in each area, arranged systematically under the nuclei. All shrub-tree individuals with height greater than 30 cm were counted and identified. The species were classified according to the dispersion syndrome and shade tolerance. Shannon's diversity and Pielou's evenness indices were calculated. Canopy coverage was verified by a convex spherical densiometer. Analysis of variance ( $p < 0.05$ ) were used to compare floristic composition, structure and function group indicators between areas. We adjusted simple linear regression models between the area occupation of the nucleus and the richness and number of individuals of natural regeneration to verify the nuclei expansion. The results showed greater richness, diversity and canopy coverage percentage in the area with applied nucleation from seven years. There was a significant difference for composition, structure and function group indicators. The simple linear regression model for the nucleus area as a function of the number of individuals was significant ( $p < 0.05$ ). We concluded that the nuclei implanted seven years ago are being effective for ecological restoration. The post-implantation chronological period should be considered as a variable of influence on the effectiveness of the restoration.

**Keywords:** Floristic composition; Structure; Functional groups; Ecological indicators

## 1 INTRODUÇÃO

A restauração ecológica tem o objetivo de assistir à recomposição de um ecossistema que seja funcional e que sirva de *habitat* para diversos organismos. Para isso, a utilização de estratégias nucleadoras representa uma alternativa eficiente, além de econômica, para acelerar a restauração de áreas degradadas, pois facilita e promove o desenvolvimento da vegetação em torno do núcleo ao longo do tempo (ZAHAWI *et al.*, 2013; REIS *et al.*, 2014; BECHARA *et al.*, 2016; ROJAS-BOTERO *et al.*, 2020). As técnicas nucleadoras são baseadas na teoria proposta por Yarranton e Morrison (1974), em que arbustos pioneiros e árvores estabelecidos irregularmente facilitam o recrutamento de outras espécies por meio de melhores condições de micro-habitat e dispersão de sementes. O plantio em núcleos auxilia na atração de dispersores, no restabelecimento de processos ecossistêmicos e consequente modificação do ambiente (HOLL *et al.*, 2017; 2020).

O processo de restauração ecológica é complexo e sua efetividade só é

garantida com a definição clara dos objetivos, ou seja, onde se quer chegar na linha do tempo sucessional (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Apenas a implantação das estratégias não garante a restauração da área. Por isso, para verificar se os objetivos estão sendo atendidos são necessárias avaliações periódicas na etapa de monitoramento. Todas essas etapas, desde o diagnóstico até a avaliação e monitoramento, são importantes para o sucesso da restauração e falhas nesse processo podem levar a perdas ecológicas, econômicas ou até sociais (DEVOTO *et al.*, 2012).

Assim, a avaliação e monitoramento da restauração deve identificar se os objetivos e metas foram alcançados e se o estado atual está levando a uma condição de sustentabilidade ou se são necessárias ações corretivas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Para essa avaliação são utilizados bons indicadores ecológicos, o que continua a ser um desafio na avaliação dos resultados das intervenções de restauração e tem gerado muitas discussões (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; SUDING, 2011; REID, 2015; SUGANUMA; DURIGAN, 2015; BRANCALION; HOLL, 2016). Esses indicadores devem capturar a complexidade do ecossistema, enquanto permanecem simples o suficiente para serem obtidos de forma fácil e rotineira e estão relacionados à composição, estrutura e função (DALE; BEYELER, 2001).

Um grande conjunto de variáveis tem sido utilizado como indicadores ecológicos para florestas em restauração, como cobertura de copa, densidade de indivíduos, área basal, biomassa aérea, riqueza de plantas e abundância relativa de formas de vida que não sejam arbóreas, plantas arbustivo-arbóreas em regeneração natural (PIAIA *et al.*, 2020), propriedades do solo, e até mesmo riqueza e abundância de grupos faunísticos (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; LETCHER; CHAZDON, 2009). De fato, para uma avaliação precisa do sucesso do esforço de restauração hoje, os indicadores devem considerar múltiplas variáveis (GATICA-SAAVEDRA; ECHEVERRÍA; NELSON, 2017).

Não há consenso sobre o que deve ser monitorado para avaliar o sucesso

da restauração (BRANCALION; HOLL, 2016), particularmente quando a restauração visa restaurar as funções dos ecossistemas (KOLLMANN *et al.*, 2016). Grande parte dos protocolos de monitoramento, especialmente aqueles focados em plantas, se baseiam em indicadores taxonômicos, como diversidade e abundância (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013; GATICA-SAAVEDRA; ECHEVERRÍA; NELSON, 2017). No entanto, os indicadores taxonômicos não oferecem compreensão sobre processos e funções. Indicadores relacionados aos atributos funcionais têm sido propostos como uma alternativa aos indicadores taxonômicos (BRANCALION; HOLL 2016; DERHÉ *et al.*, 2016; CARLUCCI *et al.*, 2020).

Portanto, o objetivo deste trabalho é avaliar indicadores de composição, estrutura e de grupos funcionais da regeneração natural e indicadores silviculturais das mudas plantadas em Área de Preservação Permanente em restauração por plantio em núcleos com idades de dois e sete anos no Rio Grande do Sul.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido na região geomorfológica da Depressão Central, no município de Minas do Leão, no estado do Rio Grande do Sul. O clima é do tipo Cfa, segundo classificação climática de Köppen, subtropical úmido com verões quentes, sem estação seca definida. A temperatura média do mês mais frio é de 13,3°C, e a do mês mais quente é 24,4°C. A precipitação pluviométrica média mensal oscila entre 112 mm e 198 mm e a altitude média é 63 m (ALVARES *et al.*, 2013). A região é caracterizada por ecótono transicional entre as formações vegetais da Mata Atlântica e Pampa. A formação florestal predominante é a Floresta Estacional Semidecidual. Foram avaliadas duas Áreas de Preservação Permanente, com histórico de supressão da cobertura florestal:

Área 1: área de dois hectares, originalmente composta por floresta ripária, com

histórico de supressão da vegetação natural e substituição por silvicultura comercial de eucalipto. O plantio em núcleos foi realizado em 2016. A análise dos indicadores ocorreu dois anos após o plantio.

Área 2: área de quatro hectares, originalmente composta por floresta ripária, com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por pastagem. O plantio em núcleos foi realizado em 2011. A análise dos indicadores foi realizada sete anos após o plantio em núcleos.

As áreas passaram por adequação ambiental, iniciando com supressão dos eucaliptos (Área 1) e retirada dos animais (Área 2), com posterior isolamento por cercas. Em ambas as áreas foram utilizados núcleos de cinco mudas adensadas, com espaçamento de 1 m x 1 m entre mudas, sendo 40 núcleos por hectare. As espécies utilizadas no plantio das Áreas 1 e 2 podem ser consultadas, respectivamente, nas Tabelas 2 e 3.

## 2.2 Levantamento dos dados

Para verificar o efeito da nucleação na regeneração natural, foram alocadas de forma sistemática 20 parcelas de 5 x 5 m em cada área. As parcelas foram instaladas sob os núcleos, com uma distância mínima de 20 m entre parcelas. Todas as espécies arbustivo-arbóreas regenerantes com altura maior que 30 cm foram contadas e identificadas taxonomicamente em campo ou com ajuda de especialistas. A nomenclatura para as famílias botânicas seguiu a proposta do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (2016). As espécies foram classificadas quanto à tolerância à sombra em: tolerante, indiferente ou não tolerante (GUARINO *et al.*, 2018) e síndrome de dispersão, em zoocórica, anemocórica ou autocórica, de acordo com a morfologia dos frutos e/ou sementes (VAN DER PIJL, 1982).

No mesmo momento da avaliação da regeneração natural, em cada parcela, foram avaliadas a espessura da serapilheira, a cobertura do solo e a cobertura de dossel. A espessura da serapilheira foi medida com régua, sendo uma medição no centro da

parcela. A cobertura do solo foi avaliada em uma subparcela de 1 x 1 m localizada no centro de cada parcela, totalizando 20 subparcelas em cada área. Para quantificação foi utilizada uma escala de abundância de cobertura modificada de Braun – Blanquet: 0%, 1–5%, 5–10%, 10–25%, 25–50%, 50–75%, 75–95% e 95–100% (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Foi registrada a cobertura percentual de gramíneas, herbáceas, arbustivo-arbóreas, serapilheira, solo exposto e outros (pteridófitas, bromélias, lianas e bambus). A cobertura de dossel foi avaliada sempre pelo mesmo observador, no centro de cada parcela com densiômetro esférico convexo nas quatro direções cardeais, a 1,3 m de altura (ZAHAWI *et al.*, 2013).

Como os núcleos estavam dispostos de forma aleatória nas áreas, para amostragem das árvores plantadas em núcleos foram estabelecidos cinco transectos de 25 m paralelamente ao curso hídrico em cada área. Todos os núcleos estabelecidos até três metros da linha do transecto foram medidos e as espécies identificadas. Foram medidos o diâmetro a altura do solo ou o diâmetro a altura do peito (quando possível), a altura e dois diâmetros perpendiculares da copa das árvores. A cobertura de copa foi estimada pela área da elipse ( $A = \frac{\pi d_1 d_2}{4}$ ) (ZAHAWI *et al.*, 2013). Para os núcleos estabelecidos há sete anos foram medidos dois diâmetros perpendiculares dos núcleos e obtida a área de cada núcleo utilizando a área da elipse.

### 2.3 Análise dos dados

A composição de espécies da regeneração natural foi avaliada pelos descritores fitossociológicos clássicos (frequência relativa e densidade relativa) (MORO; MARTINS, 2011). Foram calculados o índice de diversidade de Shannon e a equabilidade de Pielou (MAGURRAN, 2013). Os valores calculados do índice de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou foram comparados pelo teste-t de Hutcheson, a 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ) (HUTCHESON, 1970).

Para verificar o padrão florístico estrutural e o grau de semelhança da composição florística entre as áreas, foi utilizado o Escalonamento Multidimensional Não métrico

(nMDS) com o índice de Bray-Curtis. O ajuste da equação foi verificado com a soma residual padronizada de quadrados (STRESS) e a diferença entre os centroides de cada grupo foi avaliada utilizando a análise de variância permutacional (PERMANOVA) ( $p < 0,05$ ) no pacote 'vegan' do programa R (R CORE TEAM, 2019).

Os dados de espessura da serapilheira, cobertura de dossel, cobertura do solo, riqueza, abundância, altura máxima, altura média, número de indivíduos e número de espécies por tolerância à sombra e síndrome de dispersão foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade ( $p > 0,05$ ) e Levene para a homogeneidade de variância ( $p > 0,05$ ). Quando os pressupostos não foram atendidos, os dados foram transformados (arcosseno ou  $\ln + 1$ ). Em seguida foram submetidos à análise de variância (ANOVA).

Para verificar a expansão dos núcleos foi utilizada a relação entre a área dos núcleos e riqueza e número de indivíduos regenerantes, para isso foi calculada a correlação de Pearson e ajustados modelos de regressão linear simples ( $p < 0,05$ ). A área do núcleo foi calculada para a unidade amostral correspondente na avaliação da regeneração natural para realizar essas análises.

Todas as análises foram processadas no R (versão 3.5.1).

## **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **3.1 Regeneração natural**

Nas duas áreas em restauração avaliadas, foram verificados 500 indivíduos de 36 espécies e 17 famílias botânicas na regeneração natural. A família Myrtaceae foi a mais representativa, com seis espécies, seguida por Anacardiaceae, Asteraceae e Sapindaceae, cada uma com quatro espécies. As famílias Myrtaceae, Sapindaceae e Anacardiaceae, registradas com elevada riqueza nas áreas avaliadas, são comuns em florestas da região de estudo (BUDKE *et al.*, 2004; BUDKE, JARENKOV; OLIVEIRA-FILHO, 2010; SÜHS; PUTZKE; BUDKE, 2010; SCIPIONI; GALVÃO; LONGHI, 2013; OLIVEIRA *et*

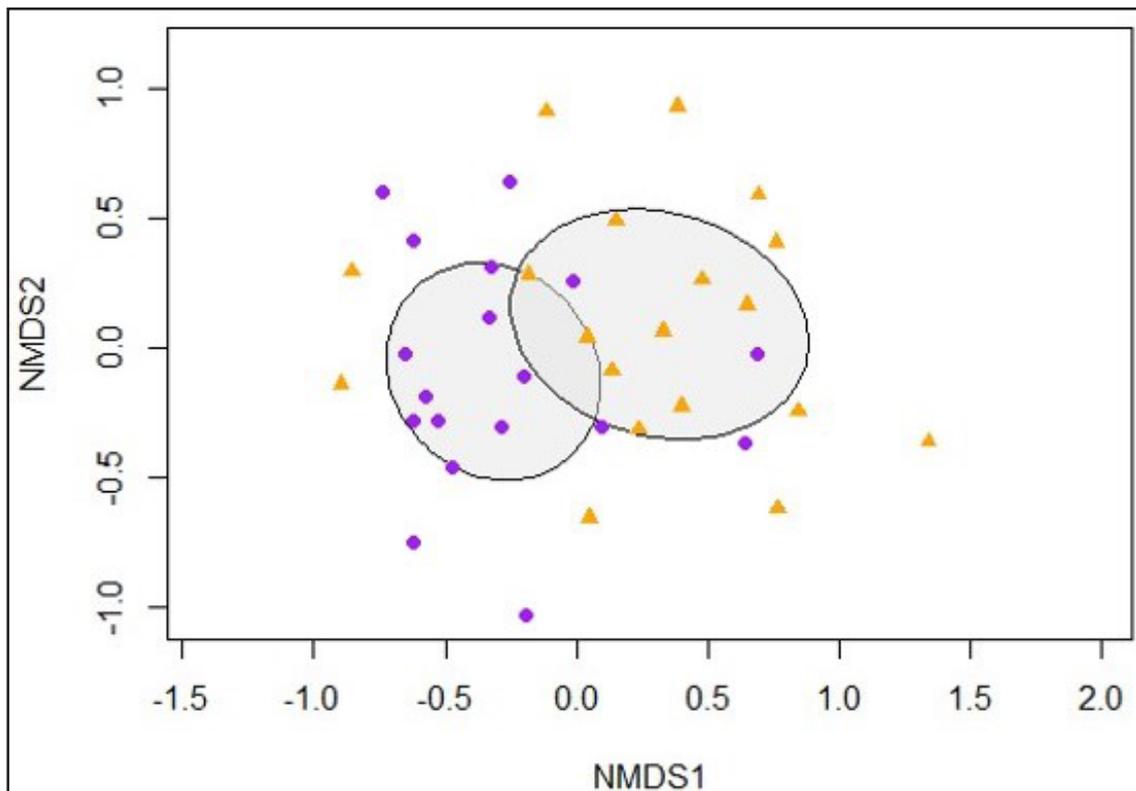
al., 2015). Nesse sentido, destaca-se o desenvolvimento da regeneração natural com importante aporte de propágulos da florística regional.

Na área com plantio em núcleos há dois anos, foram verificados 287 indivíduos distribuídos em 19 espécies e dez famílias botânicas. A família Sapindaceae foi a mais representativa, com quatro espécies, seguida de Myrtaceae e Asteraceae, com três espécies cada. *Baccharis dracunculifolia* DC. foi a espécie com maior densidade relativa (70,38%) e frequência relativa (29,68%). O estágio sucessional intermediário típico do Pampa é formado por vegetação arbustiva e dominado por arbustos da família Asteraceae, principalmente *B. dracunculifolia* (ROVEDDER, 2013). Essa espécie é dominante no estágio intermediário em sucessão secundária de campos abandonados no Pampa e sucessão secundária de ecossistemas florestais (TABARELLI; MANTOVANI, 1999).

Na área com plantio em núcleos há sete anos, foram registrados 213 indivíduos, distribuídos em 28 espécies de 17 famílias. A família com maior riqueza de espécies foi Myrtaceae, com seis espécies, seguida de Anacardiaceae e Rubiaceae, com três espécies cada. Nessa área, as espécies com maior densidade relativa e frequência relativa foram *Baccharis dracunculifolia* DC. (DR=29,58% e FR=19,28%) e *Casearia sylvestris* Sw. (DR=24,41% e FR=15,66). A espécie *Casearia sylvestris* Sw., apresenta ampla distribuição em território brasileiro, possui dispersão zoocórica e interação com diversos grupos da avifauna (ATHIÊ; DIAS, 2011), possibilitando o ingresso de propágulos na área e, conseqüentemente, maior recrutamento de indivíduos.

O diagrama obtido pelo Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) baseado na similaridade de Bray-Curtis e a Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) indicam diferença na composição florística das áreas (Figura 1). A PERMANOVA demonstrou diferença entre os centroides dos grupos ( $F= 5,77; p<0,0001$ ). Além disso, é possível observar no diagrama grande dispersão entre as parcelas de uma mesma área, demonstrando a variabilidade florística das áreas.

Figura 1 – Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) baseado na similaridade de Bray-Curtis (stress=0,16) para a composição florística da regeneração natural de Área de Preservação Permanente com plantio em núcleos há dois anos (Área 1 - ●) e sete anos (Área 2 - ▲) em Minas do Leão, Rio Grande do Sul



Fonte: Autores (2020)

Os indicadores de composição, estrutura e de grupos funcionais avaliados demonstraram diferença significativa entre as áreas ( $p < 0,05$ ) (Tabela 1). Apenas a abundância de indivíduos, a altura média e o número de espécies não tolerantes à sombra foram semelhantes entre as áreas (Tabela 1). O teste-t de Hutcheson demonstrou diferença significativa para a diversidade de Shannon, contudo, a equabilidade de Pielou foi semelhante entre as áreas ( $p = 0,05$ ).

Verificou-se maior riqueza, diversidade e cobertura do dossel na área com plantio há sete anos, comparativamente à área com plantio há dois anos (Tabela 1), isso indica que os núcleos estão favorecendo a trajetória sucessional. A cobertura do dossel é um importante indicador de sucesso da restauração, pois apresenta uma relação direta

com a recuperação da biomassa, além de exercer influência na geração de condições microclimáticas favoráveis ao estabelecimento de espécies de estágios sucessionais avançados e proporcionar refúgio à fauna dispersora (SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

Tabela 1 – Indicadores ecológicos para Área de Preservação Permanente com plantio em núcleos há dois anos (Área 1) e sete anos (Área 2) em Minas do Leão, Rio Grande do Sul

Indicadores	Área 1	Área 2	<i>p</i>
<b>Composição</b>			
Riqueza média	3,2	4,15	0,0259*
Espécies exóticas	2	1	-
Número de indivíduos (média)	14,35	10,65	0,324
Diversidade de Shannon	1,38	2,24	s**
Equabilidade de Pielou	0,47	0,67	ns
<b>Estrutura</b>			
Altura média (m)	0,82	1,73	0,0615
Altura máxima (m)	2,9	6,0	<0,0001
Espessura da serapilheira (cm)	0,7	1,3	<0,0001
Cobertura do dossel (%)	7,93	66,08	<0,0001
<b>Grupos funcionais</b>			
Espécies zoocóricas	1,7	3,2	0,0009
Indivíduos zoocóricos	3,2	7,4	0,0017
Espécies anemocóricas	1,4	0,9	0,0091
Indivíduos anemocóricos	10,9	3,25	0,0006
Espécies não tolerantes à sombra	2,0	1,6	0,181
Indivíduos não tolerantes à sombra	12,0	4,6	0,0044
Espécies indiferentes à sombra	1,0	2,2	0,0019
Indivíduos indiferentes à sombra	2,1	5,5	0,0037

Fonte: Autores (2020)

Em que: \*Valores de  $p < 0,05$  não diferem entre si pela ANOVA; \*\*Diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou comparados pelo Teste-t de Hutcheson ( $p < 0,05$ ); s = diferença significativa; ns = diferença não significativa.

O recrutamento de novas espécies vai depender de sua capacidade de chegada à área degradada e de sua sobrevivência às condições ambientais adversas e intensa competição e predação (REID; HOLL; ZAHAWI, 2015). As trajetórias sucessionais são

afetadas não apenas pela estratégia de restauração e pelas condições locais, mas também pela proximidade de fontes de propágulos. Estudos têm demonstrado a importância da proximidade ou conectividade funcional a remanescentes florestais para o aumento da chuva de sementes e recrutamento de árvores na sucessão ecológica (ZANNE; CHAPMAN, 2001; KAUANO *et al.*, 2014; CROUZEILLES; CURRAN, 2016; DE LA PEÑA-DOMENE; MINOR; HOWE, 2016). Ao mesmo tempo, fatores locais, como a cobertura do dossel e a vegetação do sub-bosque, afetam fortemente a dispersão de sementes e o estabelecimento e a sobrevivência de plântulas (HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; OMEJA *et al.*, 2011).

Nesse sentido, um resultado importante foi o maior número de espécies e indivíduos zoocóricos na área com plantio em núcleos há sete anos (Tabela 1), isso demonstra que os núcleos estão servindo de poleiros para a avifauna e facilitando a dispersão e desenvolvimento dessas espécies. Atuam, dessa forma, dentro do conceito de trampolim ecológico (REIS *et al.*, 2010; 2014), favorecendo o aumento de conectividade e, conseqüentemente, de resiliência da paisagem. Já na área com plantio em núcleos há dois anos ainda não é possível observar efeitos semelhantes, provavelmente devido à diferença cronológica de restauração. Nessa área, houve maior número de espécies e indivíduos anemocóricos e não tolerantes à sombra, o que caracteriza o estágio de sucessão inicial da área.

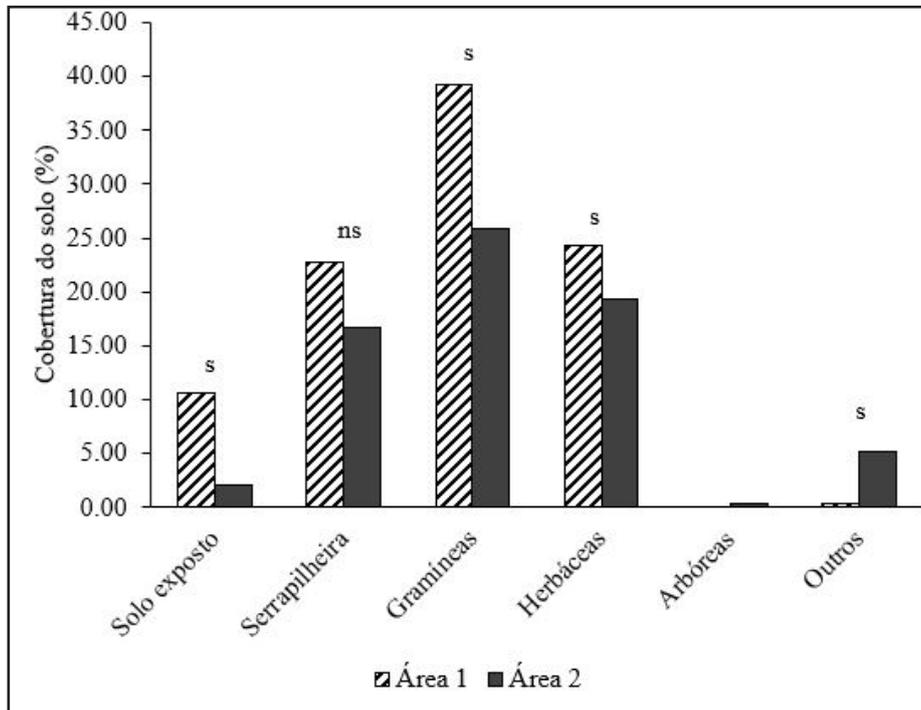
Muitos estudos demonstram que certos atributos funcionais, como a tolerância à sombra (DENT; DEWALT; DENSLOW, 2013), tamanho da semente (LOHBECK *et al.*, 2013), densidade da madeira (PLOURDE; BOUKILI; CHAZDON, 2014) e proporção de sementes dispersas por animais (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008), mostram trajetórias previsíveis durante a restauração de florestas. No presente estudo, foram selecionados alguns atributos funcionais de plantas, ligados à avaliação do sucesso e de trajetórias da restauração florestal, como a síndrome de dispersão das sementes

que reflete a habilidade de dispersão, padrão de distribuição espacial, respostas a condições do solo e a distúrbios e a altura máxima e estratégia de regeneração, que refletem a habilidade competitiva, recepção de luz, resposta a distúrbios (WESTOBY *et al.*, 2002; CORNELISSEN *et al.*, 2003; PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013). Na sucessão florestal, a alteração desses atributos é evidente quando a cobertura do dossel aumenta. Assim, a colonização de áreas restauradas por espécies zoocóricas e tolerantes à sombra, por exemplo, pode ser um indicativo da recuperação do micro-habitat florestal e seus processos ecossistêmicos.

A cobertura do solo por gramíneas, herbáceas, outras formas de vida (pteridófitas, lianas, etc.) e solo exposto diferiu significativamente a 5% de probabilidade, entre as áreas ( $F=6,123$ ,  $p=0,0179$ ;  $F=4,157$ ,  $p=0,0385$ ;  $F=12,02$ ,  $p=0,00132$ ;  $F=6,735$ ,  $p=0,0134$ , respectivamente). A forma de vida arbórea, na análise da cobertura do solo, foi observada apenas na área com plantio em núcleo há sete anos (Figura 2). O percentual de cobertura do solo por serapilheira não apresentou diferença estatística significativa. A diminuição da cobertura de gramíneas e de solo exposto e o aparecimento de regenerantes arbóreos na área com plantio em núcleos há sete anos (Área 2) reforçam o indicativo de recuperação do micro-habitat florestal e seus processos ecossistêmicos.

Sabe-se que uma densa cobertura de gramíneas, principalmente exóticas invasoras, não favorece o desenvolvimento da regeneração natural em áreas em restauração (HOFFMANN *et al.*, 2004; FRAGOSO *et al.*, 2020). Nesse sentido, a Área 2, com plantio em núcleo há sete anos e histórico de uso com pastagem, apresentou menor cobertura de gramíneas. Esse resultado reforça a eficiência da técnica de nucleação no processo de restauração e a importância do período cronológico pós-implantação para expressão da trajetória sucessional, assim como para a avaliação dos objetivos da restauração.

Figura 2 – Cobertura do solo (%) de Área de Preservação Permanente com plantio em núcleos há dois anos (Área 1) e há sete anos (Área 2) em Minas do Leão, Rio Grande do Sul



Fonte: Autores (2020)

Em que: \*Médias seguidas por ns não diferem significativamente pela Análise de Variância (ANOVA) ( $p < 0,05$ ).

### 3.2 Plantio em núcleos

Na avaliação das mudas plantadas em núcleo na área de dois anos, foram medidas 99 árvores em 29 núcleos, considerando que em cada núcleo havia cinco mudas, a taxa de mortalidade foi de 31,72%. Foram identificadas 26 espécies pertencentes a 16 famílias botânicas (Tabela 2). 73% das espécies são zoocóricas, o que facilita as interações interespecíficas e o fluxo gênico na área, premissas da nucleação (REIS *et al.*, 2014). *Schinus terebinthifolia* e *Mimosa bimucronata* destacaram-se pela área de copa. Essas espécies apresentaram, respectivamente, 1,34 e 1,57 m<sup>2</sup> de área de copa média e totalizaram 7,4 m<sup>2</sup> de cobertura. A espécie *S. tereinthifolia* também apresentou bom

desenvolvimento logo nos primeiros anos após o plantio em estratégia de nucleação para restauração ecológica na região central do Rio Grande do Sul, com florescimento e frutificação precoce (SILVA *et al.*, 2019).

Tabela 2 – Composição florística dos núcleos implantados em Área de Preservação Permanente há dois anos, em Minas do Leão, Rio Grande do Sul

Famílias/Espécies	N	TS	DF	SD	DAS (cm)	H (m)	Área de Copa (m <sup>2</sup> )
Anacardiaceae							
<i>Schinus molle</i> L.	2	nt	p	zoo	0,70	0,96	0,05
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	2	nt	p	zoo	1,15	1,20	1,34
Arecaceae							
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1	ind	p	zoo	0,20	0,12	-
Bignoniaceae							
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Mart.) Mattos	3		d		1,20	0,63	0,05
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	6				0,98	0,83	0,16
Boraginaceae							
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	1	ind	d	ane	0,90	0,43	0,02
Erythroxylaceae							
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	2	ind	p	zoo	0,30	0,48	0,02
Fabaceae							
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	9	nt	d	bar	2,16	1,23	0,44
<i>Inga vera</i> Willd.	17	nt	d	zoo	1,47	0,84	0,22
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	3	nt	d	bar	1,73	1,54	1,57
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	1	nt	d	ane	1,60	0,60	0,03
Lamiaceae							
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	8	ind	d	zoo	1,38	0,80	0,10
Malvaceae							
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	5	ind	d	ane	1,34	0,87	0,43
Myrtaceae							
<i>Campomanesia aurea</i> O.Berg	1	nt	nd	zoo	1,10	0,66	0,09
<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	2	nt	d	zoo	0,90	0,54	0,05
<i>Eugenia uniflora</i> L.	9	ind	p	zoo	1,16	0,60	0,08
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	4	nt	p	zoo	1,15	0,65	0,13

Continua ...

Tabela 2 – Conclusão

Famílias/Espécies	N	TS	DF	SD	DAS (cm)	H (m)	Área de Copa (m <sup>2</sup> )
Podocarpaceae							
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	2	ind	p	zoo	0,50	0,23	0,01
Primulaceae							
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	ind	nd	zoo	0,80	0,53	0,05
Rutaceae							
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	ind	d	zoo	1,70	2,12	0,47
Salicaceae							
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2	ind	p	zoo	0,40	0,25	0,03
Sapindaceae							
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	7	ind	d	zoo	0,79	0,62	0,04
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	6	ind	p	zoo	0,67	0,52	0,05
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	1	t	d	zoo	0,90	1,00	0,05
Urticaceae							
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	nt	d	zoo	1,10	0,32	0,02
Verbenaceae							
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	2	nt	d	zoo	1,20	1,07	0,15

Fonte: Autores (2020)

Em que: N = Número de indivíduos; TS = Tolerância a sombra; nt = não tolerante; ind = indiferente; t = tolerante; DF = Deciduidade Foliar; p = perene; d = decídua; SD = Síndrome de Dispersão; ane = anemocórica; aut = autocórica; bar = barocórica; zoo = zoocórica. DAS = diâmetro a altura do solo médio; H = Altura média; Copa = Área de copa média.

Na avaliação das espécies plantadas em núcleo na Área 2, de sete anos, foram medidas 67 árvores plantadas em 23 núcleos, considerando que em cada núcleo havia cinco mudas, a taxa de mortalidade foi de 41,74%. Foram identificadas 12 espécies pertencentes a nove famílias botânicas (Tabela 3). 75% das espécies são zoocóricas. *Enterolobium contortisiliquum* foi a espécie com maior número de indivíduos (30) e *Inga vera* apresentou expressiva área de copa (30,16 m<sup>2</sup>). Assim como no presente estudo, Melo *et al.* (2015) registraram expressiva área de copa para a espécie *I. vera* em plantio para restauração de mata ciliar. A projeção de copa é uma importante variável

na restauração ecológica, principalmente em estratégia de nucleação. Ela influencia nas condições microclimáticas, incidência de luz sob a copa e, portanto, na facilitação (MELO *et al.*, 2015).

Tabela 3 – Composição florística dos núcleos implantados em Área de Preservação Permanente há sete anos, em Minas do Leão, Rio Grande do Sul

Família/Espécie	TS	DF	SD	N	H (m)	Área de copa (m <sup>2</sup> )	Área basal (m <sup>2</sup> )
Anacardiaceae							
<i>Schinus molle</i> L.	nt	p	zoo	1	3,0	6,60	0,0013
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	nt	p	zoo	6	3,1	9,06	0,0031
Boraginaceae							
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	ind	d	ane	4	2,2	3,53	0,0005
Fabaceae							
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	nt	d	bar	30	3,6	12,42	0,0100
<i>Inga vera</i> Willd.	nt	d	zoo	1	6,0	30,16	0,0046
Malvaceae							
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	ind	d	ane	4	3,4	9,32	0,0032
Myrtaceae							
<i>Eugenia uniflora</i> L.	ind	p	zoo	2	2,6	6,17	0,0010
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	nt	p	zoo	2	1,8	1,51	0,0003
Rutaceae							
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	ind	d	zoo	3	3,8	9,82	0,0061
Salicaceae							
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	ind	p	zoo	11	3,1	7,46	0,0026
Sapindaceae							
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	ind	d	zoo	1	3,4	5,07	0,0026
Verbenaceae							
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	nt	d	zoo	2	2,9	5,54	0,0018

Fonte: Autores (2020)

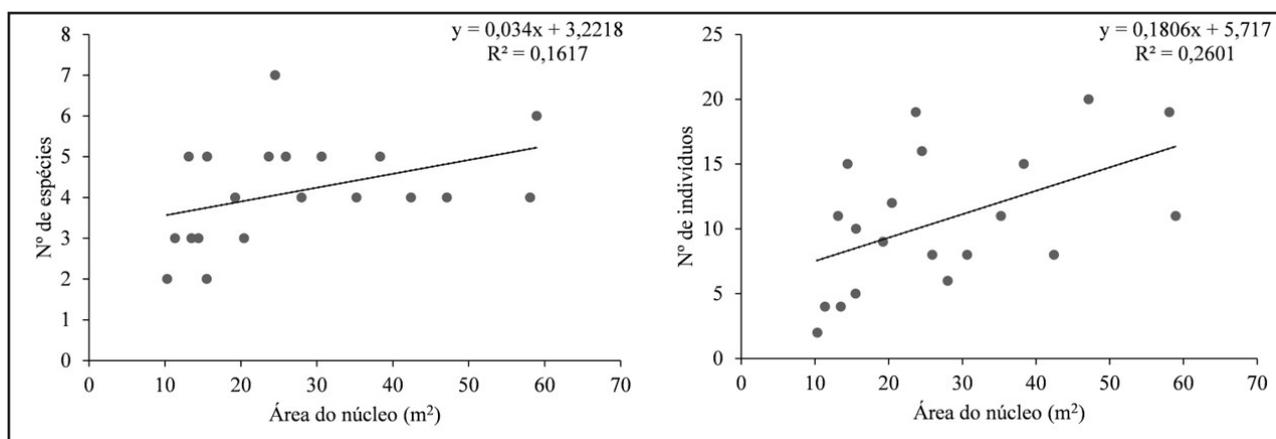
Em que: TS = Tolerância à sombra; nt = não tolerante; ind = indiferente; t = tolerante; DF = Deciduidade Foliar; p = perene; d = decídua; SD = Síndrome de Dispersão; ane = anemocórica; aut = autocórica; bar = barocórica; zoo = zoocórica; N = Número de indivíduos; H = Altura.

O plantio em núcleos há sete anos apresentou área média de núcleo de 27,31

m<sup>2</sup> e área total ocupada pelos núcleos de 546,27 m<sup>2</sup>. A correlação de Pearson entre área do núcleo e número de espécies da regeneração natural foi 0,40 e entre área do núcleo e número de indivíduos foi 0,51. Apenas o modelo de regressão linear simples para a área do núcleo em função do número de indivíduos foi significativo a 5 % de probabilidade ( $F=3,47$ ,  $p=0,0787$ ;  $F=6,33$ ,  $p=0,02158$ , respectivamente) (Figura 3).

Em relação à área ocupada pelo núcleo, pesquisas anteriores indicam que núcleos pequenos (<25 m<sup>2</sup>) não facilitam a dispersão de sementes e o recrutamento de regenerantes como núcleos grandes (> 50 m<sup>2</sup>), pois não atraem muitos dispersores de sementes e não reduzem a cobertura de gramíneas (ZAHAWI *et al.*, 2013; PIAIA *et al.*, 2020). Contudo, o modelo de regressão linear simples para a área do núcleo em função do número de indivíduos demonstra que está ocorrendo um aumento de indivíduos com o aumento do tamanho do núcleo mesmo com uma área média de 27,31 m<sup>2</sup>. Isso comprova a efetividade do plantio em núcleo para restauração florestal na região do estudo.

Figura 3 – Modelos de regressão linear simples entre o número de espécies (a) e número de indivíduos (b) e a área do núcleo implantado há sete anos em Área de Preservação Permanente, Rio Grande do Sul



Fonte: Autores (2020)

## 4 CONCLUSÕES

Os núcleos implantados há sete anos estão sendo eficientes para a restauração ecológica, favorecem a funcionalidade do ecossistema e o avanço da sucessão ecológica pela formação de micro-habitat.

O tempo de implantação de núcleos para restauração ecológica é fator importante para a expressão dos resultados na região do estudo e deve ser considerado como variável de influência no momento de avaliação da efetividade da restauração.

Os indicadores de composição, estrutura e de grupos funcionais da regeneração natural e indicadores silviculturais das mudas plantadas em núcleo foram eficientes para demonstrar as diferenças entre áreas com diferentes idades de restauração.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CMPC Brasil pelo apoio financeiro e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado concedida à primeira autora pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

## REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 181, p. 1-20, 2016.

ATHIÊ, S.; DIAS, M. M. Frugivoria e dispersão de sementes por aves em *Casearia sylvestris* Sw. (Salicaceae) na região centro-leste do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 13, n. 1/3, p. 79-86, 2011.

BECHARA, F. C. *et al.* Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 431 p.

BRANCALION, P. H. S.; HOLL, K. D. Functional composition trajectory: a resolution to the debate between Suganuma, Durigan, and Reid. **Restoration Ecology**, Malden, v. 24, p. 1-3, 2016.

BUDKE, J. C. *et al.* Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 581-589, 2004.

BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de. Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, p. 2371-2387, 2010.

CARLUCCI, M. B. *et al.* Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 28, n. 6, p. 1372-1383, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13279>

CORNELISSEN, J. H. C. *et al.* A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 51, p. 335-380, 2003.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 53, p. 440-448, 2016.

DALE, V. H; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 1, p. 3-10, 2001.

DE LA PEÑA-DOMENE, M.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; HOWE, H. F. Early recruitment dynamics in tropical restoration. **Ecological Applications**, Washington, v. 23, p. 1124-1134, 2013.

DENT, D. H.; DEWALT S. J.; DENSLOW, J. S. Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 24, p. 530-542, 2013.

DERHÉ, M. A. *et al.* Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 53, p. 1714-1724, 2016.

DEVOTO, M. *et al.* Understanding and planning ecological restoration of plant-pollinator networks. **Ecology Letters**, Oxford, v. 15, p. 319-328, 2012.

FRAGOSO, R. O. *et al.* Brushwood and artificial perch did not facilitate forest regeneration in *Urochloa* spp. grassland. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 43, p. 155-163, 2020.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, Malden, v. 25, n. 6, p. 850-857, 2017.

GUARINO, E. de S. G. *et al.* **Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no Bioma Pampa**: primeira aproximação. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2018. 79 p. (Documentos).

HOFFMANN, W. A. *et al.* Impact of the invasive alien grass *Melinis multiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 10, 99-103, 2004.

HOLL, K. D. *et al.* Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 57, n. 12, p. 1-13, 2020.

HOLL, K. D. *et al.* Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 54, p. 1091-1099, 2017.

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 42, p. 1165-1174, 2005.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, London, v. 29, p. 151-154, 1970.

KAUANO, E. E. *et al.* Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic forest. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 11, p. 145-151, 2014.

KOLLMANN, J. *et al.* Integrating ecosystem functions into restoration ecology - recent advances and future directions. **Restoration Ecology**, Malden, v. 24, p. 722-730, 2016.

LETCHER S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Gainesville, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rainforest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LOHBECK, M. *et al.* Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. **Ecology**, [s. l.], v. 94, p. 1211-1216, 2013.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução Dana Moina Vianna. Curitiba: Editora UFPR, 2013. 261 p.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. *In*: FELFILI, J. M. *et al.* (ed.). **Fitossociologia no Brasil**. [S. l.: s. n.], 2011. v. 1. p. 174-212.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974. 547 p.

MELO, A. C. G. *et al.* Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 43, n. 106, p. 333-344, 2015.

OLIVEIRA, M. de L. A. *et al.* Composição, estrutura e fatores edáfico condicionantes da distribuição das espécies do componente arbóreo em floresta ribeirinha do rio Ibirapuitã, Bioma Pampa. **Iheringia: Série Botânica**, Porto Alegre, v. 70, n. 2, p. 245-263, 2015.

OMEJA, P. A. *et al.* Intensive tree planting facilitates tropical forest biodiversity and biomass accumulation in Kibale National Park, Uganda. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 703-709, 2011.

PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.* New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 61, p. 167-234, 2013.

PIAIA, B. B. *et al.* Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 157, 105991, 2020.

PLOURDE, B. T.; BOUKILI, V. K.; CHAZDON, R. L. Radial changes in wood specific gravity of tropical trees: inter- and intraspecific variation during secondary succession. **Functional Ecology**, Oxford, v. 29, p. 111-120, 2014.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2019.

REID, J. L. Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to Suganuma and Durigan. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, p. 519-520, 2015.

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, Washington, v. 25, n. 4, p. 1072-1082, 2015.

REIS, A. *et al.* Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, mar./abr. 2010.

REIS, A. *et al.* Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518, 2014.

ROJAS-BOTERO, S. *et al.* Nucleation increases understory species and functional diversity in early tropical forest restoration. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 158, 106031, 2020.

ROVEDDER, A. P. M. Bioma Pampa: relações solo-vegetação e experiências de restauração. *In*: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 64.: ENCONTRO REGIONAL DE BOTÂNICOS MG, BA e ES, 33., Belo Horizonte. **Anais [...]**. Belo Horizonte: Sociedade Botânica do Brasil, 2013. 220 p.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 241-254, 2013.

SILVA, M. P. K. L. *et al.* Desenvolvimento inicial e fenologia em núcleos de restauração no bioma Mata Atlântica, Sul do Brasil. **Agrária**, [s. l.], v. 4, e5612, 2019.

SUDING, K. N. Toward an Era of Restoration in Ecology: successes, failures, and opportunities ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 42, p. 465-487, 2011.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, p. 238-251, 2015

SÜHS, R. B.; PUTZKE, J.; BUDKE, J. C. Relações florístico-geográficas na estrutura de uma floresta na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 3, p. 635-646, 2010.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 162 p.

WESTOBY, M. *et al.* Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 33, p. 125-159, 2002.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**, Malden, v. 21, p. 537-543, 2013.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spacial dynamics of a primary succession: nucleation. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 62, n. 2, p. 417-428, jul. 1974.

ZAHAWI, R. A. *et al.* Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 50, p. 88-96, 2013.

ZANNE, A. E.; CHAPMAN, C. A. Expediting reforestation in tropical grasslands: distance and isolation from seed sources in plantations. **Ecological Applications**, Washington, v. 11, p. 1610-1621, 2001.

## Contribuição de Autoria

### 1 – Bruna Balestrin Piaia

Engenheira Florestal, Dra., Pesquisadora

<https://orcid.org/0000-0001-7639-6978> • brunabpiaia@gmail.com

Contribuição: Investigação, Administração do projeto, Conceituação, Metodologia, Análise Formal, Software, Escrita – primeira redação, Escrita – revisão e edição

### 2 – Ana Paula Moreira Rovedder

Engenheira Florestal, Dra., Professora Pesquisadora

<https://orcid.org/0000-0002-2914-5954> • anarovedder@gmail.com

Contribuição: Supervisão, Obtenção de financiamento, Administração do projeto, Conceituação, Visualização, Escrita – primeira redação

### **3 – Djoney Procknow**

Engenheiro Florestal, Me., Pesquisador

<https://orcid.org/0000-0002-0128-125X> • djoneyprocknow@gmail.com

Contribuição: Conceituação, Curadoria de dados, Metodologia, Análise formal, Escrita – primeira redação

### **4 – Betina Camargo**

Engenheira Florestal, Ma., Pesquisadora

<https://orcid.org/0000-0001-5526-1783> • betinacamargo93@gmail.com

Contribuição: Curadoria de dados, Validação, Visualização de dados, Escrita – primeira redação

## **Como citar este artigo**

Piaia, B. B.; Rovedder, A. P. M.; Procknow, D.; Camargo, B. Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleo com diferentes idades. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 31, n. 3, p. 1512-1534, 2021. DOI 10.5902/1980509848105. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509848105>. Acesso em: xx mês-abreviado. 2021.