



## RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA DE TERRAS BAIXAS DEGRADADAS POR PASTAGEM DE BÚFALOS

Nocy Bila<sup>1</sup>, Román C. Rios<sup>2</sup>, Alessandro C. Angelo<sup>3</sup> Christopher Thomas Blum<sup>4</sup>, Alexandre Behling<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), área de Silvicultura. Doutoranda na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

Email: nocybila@gmail.com

<sup>2</sup>Doutor em Engenharia Florestal pela UFPR, área de Conservação da Natureza. Professor Adjunto na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

<sup>3</sup>Doutor em Ciências Biológicas pela UFPR, área de Entomologia. Professor Titular na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

<sup>4</sup> Doutor em Engenharia Florestal pela UFPR, área de Conservação da Natureza. Professor Adjunto na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

<sup>5</sup>Doutor em Engenharia Florestal pela UFPR, área de Manejo Florestal. Professor Adjunto na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

Recebido em: 15/05/2021 – Aprovado em: 15/06/2021 – Publicado em: 30/06/2021  
DOI: 10.18677/EnciBio\_2021B22

### RESUMO

A conversão de áreas com Floresta Ombrófila Densa em pastagens contribuiu para degradação do sistema, inibindo a retomada da vegetação. Nestas circunstâncias, o uso de talhões facilitadores (TFs) podem promover o retorno da regeneração. O estudo objetivou identificar o modelo de TFs com baixa riqueza que proporcionou melhor restauração após 14 anos de plantio. Os TFs eram compostos por T1 e T2, diferenciados pela proporção de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais, com repetições em linhas de plantio, na Reserva Natural da Guaricica. Foram instaladas 400 parcelas para colher dados: 2x10m para porte superior (G1) com  $\text{cap} \geq 15,7\text{cm}$ , 5x2m para porte médio (G2) com  $2\text{cm} \leq \text{cap} < 15,7\text{cm}$  e 2x2m para porte pequeno (G3) com  $\text{cap} < 2\text{cm}$  e  $h > 5\text{cm}$ , perfazendo 1,32ha. Registraram-se 180 espécies, 43 famílias, e as espécies mais importantes no G1 foram *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense* em T1 e T2; G2 foram Melastomataceae 2, *Myrcia neuwiedeanae* e *Pera glabrata* no T1, *Miconia cinerascens*, *Cordia sellowiana* e *Alchornea glandulosa* no T2. No G3 foi *Inga edulis* em ambos tratamentos. As abundâncias registradas em G1 foram 1917,5ind/ha no T1 e 2452,7ind/ha no T2, G2 foram 4600ind/ha no T1 e 6273,7ind/ha no T2 e G3 foram 12237,5ind/ha no T1 e 27250ind/ha no T2, apresentaram diferenças entre os tratamentos e imprimiram mudanças na cobertura do solo. Contudo, não registraram mudanças na riqueza, diversidade, grupos ecológicos e síndromes de dispersão. Concluiu-se que TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais (T2) melhor favoreceram o estabelecimento de plântulas acelerando a restauração florestal.

**PALAVRAS-CHAVE:** Pioneiras; Regeneração; Sucessão.

## RESTORATION OF LOWLANDS OMBROPHILOUS DENSE FOREST AREAS DEGRADED BY BUFFALOES PASTURES

### ABSTRACT

The Ombrophilous Dense forest conversion into pastures areas contributed for system degradation, inhibiting the resumption of vegetation. In these circumstances, the use of facilitating plots (TFs) can promote regeneration return. The study aimed to identify the TFs model with low richness which provided better restoration after 14 years of planting. TFs were composed by T1 and T2, differentiated by proportion of individuals of pioneer and early secondary species, with planting lines repetitions, in Guaricica Nature Reserve. To evaluate the regeneration, 400 parcels were installed: 2x10m, to measure individuals of superior size (G1) with a cbh (circumference at breast height) >15.7cm, 5x2m for the medium size (G2) with 2cm < cbh < 15.7cm, and 2x2m for small size (G3) with cbh < 2cm and h > 5 cm totalling 1.32ha. Were found 180 species, 43 families, and the most important species in G1 were *Cyathea atrovirens* and *Neoblechnum brasiliense* in T1 and T2; G2 were Melastomataceae 2, *Myrcia neuwiediana* and *Pera glabrata* in T1, *Miconia cinerascens*, *Cordia sellowiana* and *Alchornea glandulosa* in T2. In G3 it was *Inga edulis* in both treatments. The abundances recorded G1 were 1917.5ind/ha in T1 and 2452.7ind/ha in T2, G2 were 4600ind/ha in T1 and 6273.7ind/ha in T2 and G3 were 12237.5ind/ha in T1 and 27250ind/ha in T2, showed differences between treatments and changed in soil cover. However, there were no changes in Richness, diversity, ecological groups and dispersal syndromes. It was concluded that TFs with different proportion of individuals pioneer and early secondary species (T2) favored the seedlings establishment and accelerating forest restoration.

**PALAVRAS-CHAVE:** Pioneers; Regeneration; Succession,

### INTRODUÇÃO

No período de 1970-1990, a criação de búfalos desencadeou um processo de degradação do solo comprometendo a recuperação e a resiliência da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas na planície norte paranaense. Esse estágio exigiu a adoção de práticas de restauração que garantissem o resgate da estrutura e função da paisagem (WU *et al.*, 2015). Após a avaliação do estágio de degradação, o plantio de mudas e o controle de exóticas, foram as estratégias eficazes de restauração na promoção e colonização de outras espécies no meio ambiente (FERRETI; BRITZ, 2005).

Em áreas onde o plantio é imprescindível na dinamização da restauração, recomenda-se o plantio com alta riqueza, valor igual ou superior a 80 espécies nativas pertencentes a diferentes grupos ecológicos (BRANCALION *et al.*, 2015). Em regra, estes plantios quando bem montados, têm a capacidade de acelerar a sucessão florestal do sub-bosque, melhorar a qualidade do solo, restaurar a interação ecológica e facilitar o recrutamento de arbustos e árvores (SUGANUMA *et al.*, 2014; CHAZDON, 2016; CESAR *et al.*, 2018; BRANCALION *et al.*, 2019). Contudo, geralmente a diversidade de espécies nativas disponíveis em viveiros de mudas florestais é limitada e determinada pela disponibilidade de frutos e sementes regionais (TURCHETTO *et al.*, 2016).

O termo "Regras de Montagem" - do inglês *Assembly Rules*, em ecologia de restauração florestal, refere as interações que existem entre plantas no plantio misto que ditam a trajetória de mudanças que ocorrem no processo de estruturação das comunidades (ZULUAGA, 2015). Estas interações resultam de filtros ecológicos

abióticos e bióticos, que selecionam as espécies no contexto regional, que comporão a comunidade em estruturação (BRANCALION *et al.*, 2015).

A montagem do plantio de espécies nativas pode criar mecanismos que facilitam ou inibem a sucessão florestal (CHAZDON, 2016). Contudo, quando bem planejado o plantio funciona como facilitador na sucessão desde começo e de forma duradoura, e segue dois princípios: dinâmica das copas e nucleação é denominado por talhões facilitadores ou TFs (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Os TFs baseiam-se no plantio de diferentes espécies de acordo com perfil e a característica ecológica de cada espécie, e como plantios mistos, atuam como filtros bióticos, que para comportarem-se como facilitadores dependem de fatores como densidade, conjunto de espécies selecionadas no plantio, clima local e a proximidade com fragmentos florestais nativos (SUGANUMA *et al.*, 2017).

Contudo existem ainda lacunas a serem preenchidas pelas pesquisas no sentido de avaliar qual é o modelo ou arranjo espacial dos TFs ou plantios mistos que aceleram a sucessão florestal do sub-bosque a custos relativamente baixos. Até ao momento não existe um padrão único de plantio de TFs, todavia, a proporção é determinada de acordo com as características de cada local, a prior estabelecidos em cada projeto de recuperação os percentuais relativos as espécies pioneiras e não pioneiras (secundárias iniciais) e secundárias tardias e climácicas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Na busca do entendimento sobre qual melhor regra de montagem e qual o papel das espécies no direcionamento da trajetória sucessional, o presente trabalho teve como objetivo descrever a florística e a fitossociologia do estrato regenerante de plantio adensado misto em linhas ou TFs em linhas com baixa riqueza estabelecido apenas com espécies pioneiras e secundárias iniciais, em áreas degradadas por pastagem para búfalos ao longo da FODTB, na planície litorânea paranaense.

Neste estudo foram testadas as hipóteses:

Talhões facilitadores (TFs) com proporção igual de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais diferem na riqueza, diversidade e na abundância de espécies em relação a TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

Talhões facilitadores (TFs) com proporção igual de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais diferem em grupos ecológicos e em síndrome de dispersão das espécies em relação a TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

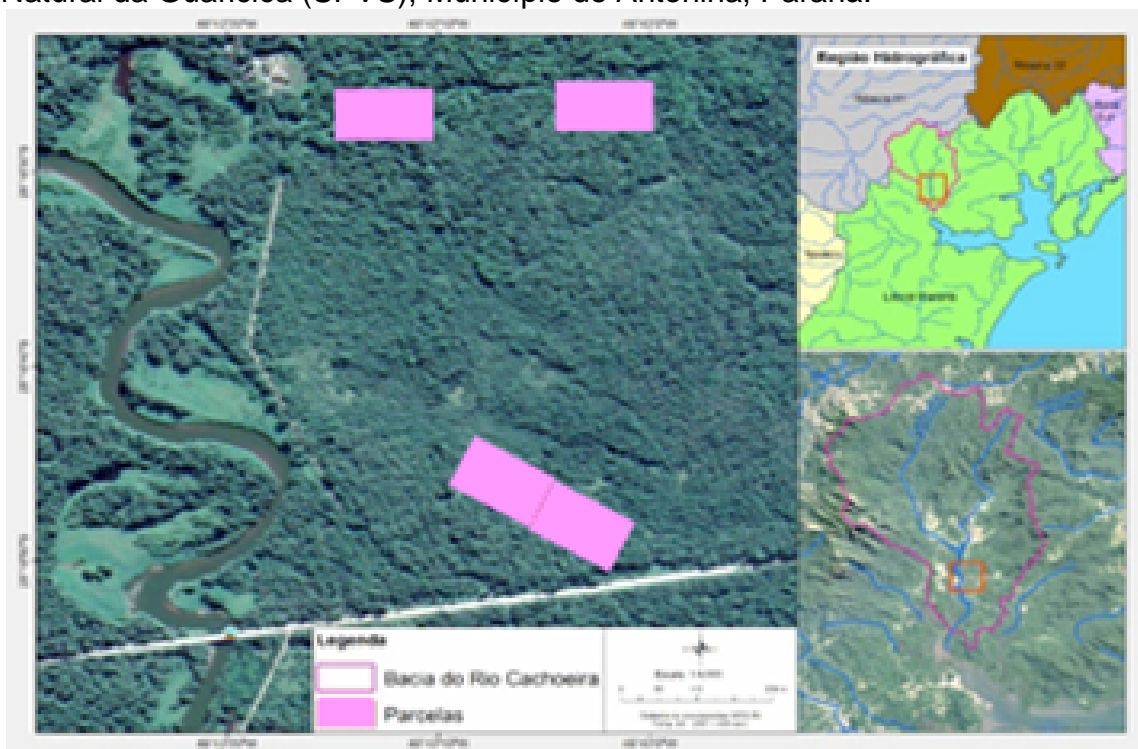
## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O trabalho foi realizado na planície adjacente à Serra do Mar, município de Antonina-PR, na APA de Guaraqueçaba, litoral norte, na Reserva Natural da Guaricica (Figura 1), pertencente à ONG SPVS. O relevo é plano, com altitudes entre 0 - 25 m, de domínio fitogeográfico de FODTB, em Plintossolo háplico distrófico típico.

O clima da região, segundo Köppen, é Cfa, subtropical úmido mesotérmico, com a temperatura média anual entre 19°C e 21°C, atingindo, no verão, os 24°C e no inverno os 17°C. A precipitação média anual oscila entre 2.000-2.500 mm/ano, sem ocorrência de estação seca (ADEMADAN, 2016).

**FIGURA 1** - Localização da Área de estudo, Bacia do Rio Cachoeira, Reserva Natural da Guaricica (SPVS), Município de Antonina, Paraná.



Fonte: Os autores (2021); Dados do IBGE (2019); ANA (2019)

Até os anos 2000 a área era usada como fazenda de búfalos e ocupada predominantemente por *Brachiaria* spp. No ano seguinte foi convertida em área protegida e em 2006 iniciado um experimento de plantio misto de 10 espécies, com pioneiras (P) *Mimosa bimucronata*, *Senna multijuga* e *Schizolobium parahyba* e 7 secundárias iniciais (SI) *Myrsine coriacea*, *Inga edulis*, *Inga marginata*, *Inga fagifolia*, *Alchornea glandulosa*, *Citharexylum myrianthum* e *Hieronyma alchorneoides*. O plantio foi disposto em um espaçamento de 1,6 x 2,5 m (2500 ind/ha) e testou dois tratamentos com T1 com 30% de pioneiras e 70% de secundárias iniciais (10% de cada espécie) enquanto T2 apresentava 36% pioneiras e 64% de secundárias iniciais representando *S. parahyba* (7%), *M. coriacea* (7%), *I. fagifolia* (7%), *A. glandulosa* (7%), *H. alchorneoides* (7%), *C. myrianthum* (10%), *I. marginata* (10%), *M. bimucronata* (12%), *S. multijuga* (17%) e *I. edulis* (17%). Os tratamentos são talhões facilitadores (TFs) com baixa riqueza em unidades amostrais de 5000 m<sup>2</sup> por tratamento, totalizando a área de 20000 m<sup>2</sup>.

### Coleta dos dados

Para coleta de dados da regeneração foram instaladas sistematicamente 400 parcelas em cada porte de regenerantes: 2 x 10 m, para mensurar indivíduos de Porte superior (G1) com  $\text{cap} \geq 15,7$  cm, 5 x 2 m para o Porte médio (G2) com  $2 \text{ cm} \leq \text{cap} < 15,7$  cm, e 2 x 2 m para o Porte pequeno (G3) com  $\text{cap} < 2$  cm e uma  $h > 5$  cm totalizando 0,8 ha, 0,4 ha e 0,12 ha respectivamente. As amostras botânicas dos espécimes das plantas foram depositadas no Herbário Escola de Florestas da UFPR, identificadas por comparação e ajuda de especialistas. O nome científico, família, grupo ecológico, síndrome de dispersão e a origem das espécies foram baseadas nos dados de Gandolfi *et al.* (1995), "Flora do Brasil 2020", site *The International Plant Names Index* (2020).

## Análise dos dados

Utilizou-se a metodologia proposta por Chao e Jost (2012) para estimar e comparar a diversidade alfa baseada na série numérica de Hill (1973). O perfil de diversidade de Hill reflete o número efetivo de espécies (JOST, 2006), pois permite avaliar a dominância e equabilidade nas comunidades regenerantes. As curvas baseadas na teoria da amostragem mediante a rarefação (interpolação) e a predição (extrapolação) permitem a comparação da diversidade de espécies com a observação direta do papel da proporção de espécies raras na detecção de padrões de diversidade de assembleias (CHAO *et al.*, 2015). A curva de diversidade de espécies foi construída com os números de Hill onde no eixo x apresenta os valores de ordem “q”: a riqueza de espécies  $q=0$ , o exponencial do índice de Shannon  $q=1$  e o inverso do índice de Simpson  $q=2$  (HSIEH *et al.*, 2016). A diversidade de ordem zero ( $q=0$ ) é completamente insensível à frequência das espécies. A diversidade de ordem um ( $q=1$ ) pesa as contribuições de cada espécie com suas frequências sem favorecer as raras e nem as comuns; e a diversidade de ordem dois ( $q=2$ ) favorece as espécies mais abundantes (GAGGIOTTI *et al.*, 2018). Extrapolações foram feitas com matrizes de presença-ausência e os intervalos de confiança com 95% e os valores da diversidade verdadeira foram estimados com 100 replicações tipo bootstrapp. A não sobreposição dos intervalos de confiança, significa que a diversidade verdadeira entre áreas difere significativamente ( $p<0.05$ ) (COLWELL *et al.*, 2012). Os cálculos e os gráficos foram gerados na plataforma de programação R utilizando o pacote iNEXT (HSIEH *et al.*, 2016).

Foi realizado o teste Qui-quadrado ( $\alpha = 0,05$ ) para verificar a existência de diferenças entre os grupos ecológicos bem como na síndrome de dispersão dos indivíduos regenerantes em cada porte em função do T1 e T2. Para as estimativas fitossociológicas calcularam-se a densidade absoluta e relativa (DA e DR), dominância absoluta e relativa (DoA e DoR) e frequência absoluta e relativa (FA e FR) e de Valor de Importância (VI) segundo Muller-Dombois e ElleMBERG (1974).

## RESULTADOS

Foram registradas 180 espécies distribuídas em 43 famílias, sendo 131 (72,78%) determinadas em nível específico, 17 (9,44%) em nível de gênero, 22 (12,22%) em nível de família e 9 taxas (5,56%) indeterminadas. As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (30), Lauraceae (16), Rubiaceae (15) e Fabaceae (13), totalizando 41% das espécies regenerantes da área.

No grupo com Porte superior (G1) foram registrados 821 indivíduos, 43 espécies, 22 famílias no T1, e 932 indivíduos, 42 espécies, 23 famílias no T2. No Porte médio (G2) foram registrados 929 indivíduos, 82 espécies, 29 famílias no T1, e no T2 cerca de 1193 indivíduos, 90 espécies, 31 famílias. No Porte pequeno (G3) foram catalogados 979 indivíduos, 88 espécies, 31 famílias no T1, e no T2 foram 2071 indivíduos, 108 espécies, 36 famílias no T2.

No G1, as curvas de diversidade verdadeira ordem 0 ( $q=0$ ) não atingiram a estabilidade em ambos os tratamentos (Figura 2.1A). A diversidade verdadeira observada de ordem 1 ( $q=1$ ) obteve uma curva de crescimento semelhante entre T1 e T2 (Figura 2.2A), fato também observado na diversidade verdadeira de ordem 2 ( $q=2$ ) segundo a Figura 2.3A. A amostragem por extrapolação para o mesmo número de indivíduos, demonstrou que a diversidade verdadeira de ordem 1 ( $q=1$ ) e ordem 2 ( $q=2$ ) não são diferentes em T1 e T2 respectivamente. A distribuição de abundância das espécies no G1 mostrou *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum*

*brasiliense* como mais abundantes em ambos tratamentos e o T1 apresentou melhor distribuição das espécies (equabilidade) segundo a Figura 2.4A.

As curvas de diversidade verdadeira do G2 de riqueza ( $q=0$ ) também não atingiram a estabilidade em ambos os tratamentos (Figura 2.1A). As curvas de diversidade verdadeira de ordem 1 ( $q=1$ ) e ordem 2 ( $q=2$ ) neste grupo apresentaram a mesma tendência de estabilização na extrapolação em ambos tratamentos, sendo assim, pelo erro padrão das curvas não existem entre elas diferenças estatísticas significativas. *Melastomataceae 2* no T1 e *Miconia cinerascens* no T2 foram mais abundantes, e a curva do T1 também apresentou melhor distribuição das espécies (equabilidade) segundo a Figura 2.4B.

No G3, a diversidade verdadeira ( $q=0$ ) na Figura 2.1C, assim como as curvas de diversidade verdadeira de ordem 1 ( $q=1$ ) e ordem 2 ( $q=2$ ) apresentaram a mesma tendência no crescimento como é demonstrado na Figura 2.2B e Figura 2.3B respectivamente. Pelo intervalo de confiança sobreposto das curvas de diversidade ordem 1 ( $q=1$ ) e ordem 2 ( $q=2$ ) não existem diferenças significativas entre T1 e T2.

Não foram observadas diferenças entre grupos ecológicos em função do T1 e T2 dos grupos regenerantes de G1 ( $X^2=5,6833$ ;  $df=7$ ,  $p=0,4342$ ), G2 ( $X^2=2,824$ ;  $df=7$ ;  $p=0,9465$ ) e de G3 ( $X^2=10,672$ ;  $df=7$ ,  $p=0,1536$ ). As espécies secundárias iniciais, seguidas pelas pioneiras predominaram nos G1 e G2 e em G3 foram as secundárias iniciais, seguidas das secundárias tardias.

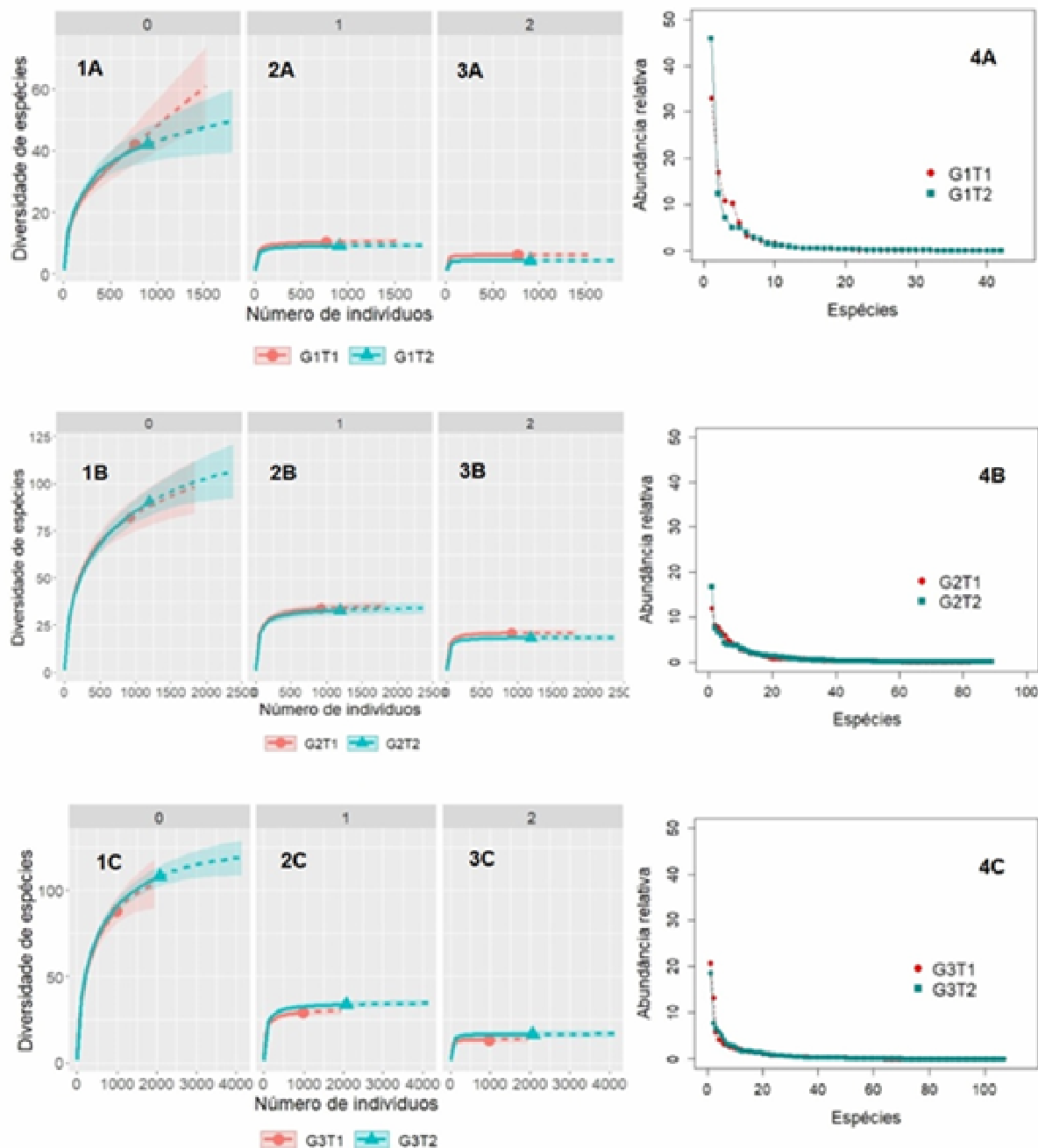
A espécie climática *Coussapoa microcarpa* (Urticaceae) foi encontrada apenas G1; as outras foram encontradas nos grupos G2 e G3 e foram *Erythroxylum amplifolium* (Erythroxylaceae), *Euterpe edulis* (Arecaceae), *Geonoma elegans* (Arecaceae), *Nectandra megapotamica* (Lauraceae), *Psychotria suterella* (Rubiaceae), *Quiina glaziovii* (Quiinaceae), *Rudgea jasminoides* (Rubiaceae) e *Sloanea guianensis* (Elaeocarpaceae).

Os tratamentos não apresentaram diferenças significativas no teste Chi quadrado para síndrome de dispersão onde registrou G1 ( $X^2=0,1747$ ,  $df=5$ ,  $p=0,9908$ ), G2 ( $X^2=6,133$ ;  $df=5$ ;  $p=0,2877$ ) e G3 ( $X^2=8,124$ ;  $df=7$ ,  $p=0,3127$ ). Foi observado o mesmo padrão de dispersão nos três grupos, onde zoocórica foi a síndrome dominante, demonstrando que a maioria das espécies são dispersas por agentes biológicos. Embora uma porcentagem muito baixa (< 25%) seja dispersa por agentes abióticos, observou-se uma tendência do T2 apresentar um número superior de espécies zoocóricas em comparação com o T1.

O G1 não apresentou diferenças significativas na abundância média por parcela (T1= 4,19 ind/parcela, T2= 4,95 ind/parcela,  $W=11,028$  e  $p=0,1676$ ), contudo, G2 (T1=5,02 ind/parcela, T2=6,51 ind/parcela,  $W=0,9053$ ,  $p=1,516e^{-14*}$ ) e G3 (T1=5,34 ind/parcela e T2=11,32 ind/parcela,  $W= 0,8491$ ,  $p=2,2e^{-16*}$ ) apresentaram diferenças estatísticas na abundância média por parcela.

A regeneração natural do G1 registrou a densidade de 1917,5 ind/ha e dominância de 12,8 m<sup>2</sup>/ha e T2 registrou 2452,7 ind/ha e dominância de 20,62 m<sup>2</sup>/ha. O G2 apresentou a densidade de 4600 ind/ha e dominância de 2,53 m<sup>2</sup>/ha no T1, e T2 apresentou 6273,7 ind/ha e dominância de 2,58m<sup>2</sup>/ha. As plântulas de G3 registraram uma densidade de 12237,5 ind/ha no T1 e 27250 ind/ha no T2.

**FIGURA 2** - Curva de diversidade verdadeira  $q = 0$  (espécie riqueza),  $q = 1$ ,  $q = 2$  e curvas de distribuição de abundâncias. Linha tracejada é extrapolação dos dados. Porte superior (A), Porte médio (B) e Porte pequeno (C) no T1 e T2, Reserva da Guaricica, Município de Antonina, Paraná.



Fonte: Os autores (2021).

A Tabela 2 mostra as estimativas dos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies ecologicamente mais importantes nos G1, G2 e G3 em cada tratamento. *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense*, foram as espécies ecologicamente mais importantes no sub-bosque da floresta em T1 e T2, representando 43,5% e 53,7% do IVI total no G1 respectivamente.

**TABELA 2** - Estimativas dos parâmetros fitossociológicos das dez espécies com maior valor de importância da regeneração natural (VI) de Porte superior (G1), Porte médio (G2) e Porte pequeno (G3) no T1 e T2 na Reserva da Guaricica.

	GE	NI	DR	DoR	FR	VI (%)		GE	NI	DR	DoR	FR	VI (%)
<b>Porte Superior (G1)</b>													
<i>Cyathea atrovirens</i>	P	253	33,0	36,7	19,7	29,8	<i>Cyathea atrovirens</i>	P	415	44,5	37,3	22,2	34,7
<i>Neoblechnum brasiliense</i>	P	80	10,4	20,0	10,7	13,7	<i>Neoblechnum brasiliense</i>	P	113	12,1	32,9	11,9	19,0
<i>Amauropelta opposita</i>	P	129	16,8	13,1	8,5	12,8	<i>Miconia cinerascens</i>	SI	65	7,0	3,3	10,4	6,9
<i>Euterpe edulis</i>	C	83	10,8	7,0	13,7	10,5	<i>Nectandra oppositifolia</i>	ST	47	5,0	4,0	7,6	5,5
<i>Steiropteris decussata</i>	SI	47	6,1	5,3	7,4	6,3	<i>Euterpe edulis</i>	C	46	4,9	2,9	7,3	5,1
<i>Miconia cinerascens</i>	SI	26	3,4	1,3	4,4	3,0	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	SI	37	4,0	3,8	7,3	5,1
<i>Alchornea glandulosa</i>	SI	21	2,7	1,6	4,4	2,9	<i>Steiropteris decussata</i>	SI	27	2,9	2,3	3,2	2,8
<i>Nectandra oppositifolia</i>	ST	17	2,2	1,8	4,1	2,7	<i>Alchornea glandulosa</i>	SI	23	2,5	1,1	4,3	2,6
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	SI	15	2,0	1,8	3,0	2,3	<i>Nectandra membranacea</i>	ST	15	1,6	0,8	3,0	1,8
<i>Myrsine coreaceae</i>	SI	14	1,8	1,2	3,3	2,1	<i>Pourama guianensis</i>	P	1	0,1	4,5	0,2	1,6
<b>Subtotal</b>		<b>685</b>	<b>89,3</b>	<b>90</b>	<b>79</b>	<b>86,1</b>	<b>Subtotal</b>		<b>789</b>	<b>84,7</b>	<b>93,1</b>	<b>77,5</b>	<b>85,1</b>
<b>Total outras</b>		<b>136</b>	<b>10,7</b>	<b>10,0</b>	<b>21,0</b>	<b>13,9</b>	<b>Total ..outras</b>		<b>143</b>	<b>15,3</b>	<b>6,9</b>	<b>22,5</b>	<b>14,9</b>
<b>Porte médio (G2)</b>													
<i>Melastomataceae 2</i>	N/I	110	12,0	19,7	4,0	11,9	<i>Miconia cinerascens</i>	SI	199	16,7	24,2	12,1	17,6
<i>Myrsia cf. neuwiediana</i>	SI	76	8,3	7,9	4,6	6,9	<i>Cordia sellowiana</i>	P	91	7,6	6,4	8,2	7,4
<i>Pera glabrata</i>	P	72	7,8	5,7	3,4	5,6	<i>Alchornea glandulosa</i>	SI	71	6,0	7,3	6,3	6,5
<i>Miconia cinerascens</i>	SI	55	6,0	6,6	4,0	5,5	<i>Nectandra oppositifolia</i>	ST	78	6,5	5,9	6,2	6,2
<i>Euterpe edulis</i>	C	36	3,9	9,2	2,5	5,2	<i>Euterpe edulis</i>	C	44	3,7	8,8	4,4	5,6
<i>Marlierea obscura</i>	ST	63	6,8	3,9	3,1	4,6	<i>Psychotria nuda</i>	ST	46	3,9	4,4	3,2	3,8
<i>Matayba guianensis</i>	SI	47	5,1	3,5	3,7	4,1	<i>Matayba guianensis</i>	SI	51	4,3	2,0	4,4	3,6
<i>Alchornea glandulosa</i>	SI	42	4,6	4,2	2,5	3,7	<i>Cupania oblongifolia</i>	SI	44	3,7	2,4	3,7	3,3
<i>Cupania oblongifolia</i>	SI	25	2,7	2,0	3,4	2,7	<i>Nectandra membranacea</i>	ST	37	3,1	3,3	2,9	3,1
<i>Cordia sellowiana</i>	P	36	3,9	2,1	2,2	2,7	<i>Marlierea obscura</i>	ST	45	3,8	1,3	2,9	2,7
<b>Subtotal</b>		<b>562</b>	<b>61,1</b>	<b>64,8</b>	<b>32,3</b>	<b>53,1</b>	<b>Subtotal</b>		<b>706</b>	<b>59,2</b>	<b>65,9</b>	<b>54,2</b>	<b>59,8</b>
<b>Total..outras</b>		<b>367</b>	<b>38,9</b>	<b>35,2</b>	<b>66,7</b>	<b>46,9</b>	<b>Total ..outras</b>		<b>487</b>	<b>40,8</b>	<b>34,1</b>	<b>45,8</b>	<b>40,2</b>
<b>Porte pequeno (G3)</b>													
<i>Inga edulis</i>	SI	203	20,7	....	15,7	18,2	<i>Inga edulis</i>	SI	386	18,6	....	11,0	14,8
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i>	U	130	13,3	....	9,2	11,3	<i>Psychotria nuda</i>	ST	124	6,0	....	6,2	6,1
<i>Euterpe edulis</i>	C	57	5,8	....	5,4	5,6	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	SI	161	7,8	....	3,9	5,8
<i>Matayba guianensis</i>	SI	40	4,1	....	4,5	4,3	<i>Psychotria mapouriioides</i>	ST	138	6,7	....	4,6	5,6
<i>Cordia sellowiana</i>	P	31	3,2	....	4,0	3,6	<i>Cordia sellowiana</i>	P	107	5,2	....	5,6	5,4
<i>Psidium cattleianum</i>	P	41	4,2	....	3,0	3,6	<i>Psychotria hoffmannseggiana</i>	U	86	4,2	....	4,5	4,3
<i>Psychotria nuda</i>	ST	32	3,3	....	3,3	3,3	<i>Euterpe edulis</i>	C	68	3,3	....	3,7	3,5
<i>Myrsine coriacea</i>	SI	26	2,7	....	3,7	3,2	<i>Matayba guianensis</i>	SI	64	3,1	....	3,8	3,4
<i>Pera glabrata</i>		22	2,2	....	2,8	2,5	<i>Miconia</i>		60	2,9	....	3,1	3,0



	SI						cinerascens						SI					
<i>Psychotria</i> sp.	U	21	2,1	....	2,6	2,4	<i>Marlierea obscura</i>	ST	57	2,8	....	3,1	2,9					
Subtotal		603	61,9	....	54,2	57,9	Subtotal		1251	60,4	....	49,6	55,0					
Total outras		376	38,4	....	45,8	42,1	Total outras		920	39,6	....	50,4	45,0					

Em que: GE - Grupo ecológico da espécie, NI - Número de indivíduos, N/I - Não identificada DR - Densidade relativa (%), DoR - Dominância relativa (%), FR = frequência relativa (%), VI - Valor de Importância (%). Fonte: Os autores (2021)

No G2, Melastomataceae (2), *Myrcia neuwiedean*a e *Pera glabrata* representam 24.4% no T1, enquanto *Miconia cinerascens*, *Cordia sellowiana* e *Alchornea glandulosa* representaram 31,5% no T2. No grupo G3, *Inga edulis* e *Psychotria hoffmannseggiana* foram as mais abundantes no T1 e *Inga edulis*, *Psychotria nuda* no T2, perfazendo um total de 29,5% e 20.9% respectivamente. Um indivíduo adulto de *Pouroma guianensis* esteve entre as 10 mais importantes do G1, é possível que esse indivíduo existisse antes do plantio em 2006.

*Euterpe edulis* se encontra nos três grupos de regenerantes em ambos os tratamentos. *Miconia cinerascens* e *Alchornea glandulosa* foram melhores distribuídas no G1 e G2 em ambos os tratamentos e no G3 no T2. *Cordia sellowiana* está melhor representada nos grupos de G2 e G3 em ambos os tratamentos; enquanto *Cupania oblongifolia* encontra-se em ambos os tratamentos no G2 e *Inga edulis* é a representante no G3.

## DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo indicam que o modelo de plantio para restauração aplicado há 14 anos contribuiu para formação de floresta com sub-bosque na área até então, desmatada, o que segundo Brancalion *et al.* (2015), o modelo de plantio pode conduzir o desenvolvimento da regeneração. Este plantio desta forma favoreceu o retorno de propágulos de novas espécies regenerantes, distribuídas pelas famílias comumente encontradas em áreas de sucessão da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas ao longo da planície (BORGIO *et al.*, 2011; MOURA; MANTOVAVANI, 2020).

As famílias Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae, Melastomataceae e Rubiaceae foram registradas como as mais importantes em estágio de sucessão secundária, assim como em outras florestas tropicais do Brasil, pois, estas possuem espécies adaptadas as áreas degradadas e aos estágios de sucessão inicial, tornando-as imprescindíveis na restauração florestal (SIMINSKI *et al.*, 2013; CHAZDON, 2016; BROTTTO, *et al.*, 2019).

Segundo a classificação da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN, na área foram encontradas *Tachigali denudata* e *Xylopia brasiliensis* (quase ameaçadas), *Cedrela fissilis* (ameaçada), *Plinia edulis* (Rara), *Rudgea jasminoides* (vulnerável), *Ocotea odorifera* (em perigo). A ocorrência destas espécies na regeneração natural é indício que a vegetação aos poucos está se restaurando e reconstruindo a diversidade biológica da floresta (BARLOW *et al.*, 2016).

Os talhões facilitadores (TFs) não diferiram em riqueza média por parcela e na diversidade entre talhões, contudo, foi observado um aumento na riqueza com a redução do porte de regenerantes, ou seja, do grupo de regenerantes do G2 e G3. A vista disso, *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense* foram as espécies mais abundantes e contribuíram para que a diversidade de ordem 2 (q=2) fosse mínima em relação a outros grupos. A razão do T1 apresentar melhor equidade (uniformidade) comparativamente ao T2, segundo Moreno *et al.* (2011), se deve ao

fato da maior abundância estar concentrada em um número muito reduzido de espécie enquanto a maioria das espécies contém pouquíssimos indivíduos.

A riqueza das espécies ( $q=0$ ) de G3 pode ser explicada pela acentuada heterogeneidade ambiental a nível do estrato mais baixo da floresta. Por outro lado, o resultado da diversidade de ordem 1 ( $q=1$ ) de G3 provém de espécies de um nível de sucessão mais avançado que são as secundárias tardias e climáticas que ingressaram naturalmente no sistema.

Suganuma *et al.* (2014), referem que a regeneração natural dos estratos inferiores da floresta no processo da sucessão permite prever os padrões de composição e diversidade de espécies das florestas no futuro. Chazdon (2016), afirmou que a diversidade de espécies em florestas secundárias tropicais se acumula ao longo do tempo e parte dos estratos inferiores com menor porte de indivíduos para os superiores.

Os tratamentos ou talhões facilitadores (TFs) influenciaram na abundância média da parcela contribuindo na estruturação da regeneração a nível dos indivíduos do Porte médio (G2) e pequeno (G3). *S. multijuga* e *M. bimucronata*, são pioneiras, de crescimento rápido e ciclo de vida curto e na condição de solo degradado pela pastagem foram as primeiras espécies a saírem do sistema, criando abertura no dossel e clareiras na floresta. A saída das pioneiras *S. multijuga* e *M. bimucronata* por morte natural ocorreu nos dois talhões, contudo, foi em T2 onde a proporção de plantio destas foi superior e a redução da densidade e porcentagem de clareiras maior. Esta situação favoreceu o aumento em 1,6 vezes dos indivíduos regenerantes de *Cyathea atrovirens* e 1,4 vezes de *Neoblechnum brasiliense* ambas pioneiras no T2. Segundo Almeida (2016), esta situação permitiu precocemente mais incidência de luz e a retomada da fase inicial de sucessão, retardando assim a evolução da sucessão florestal na área em restauração.

Molino e Sabatier (2001), no estudo de clareiras com diferentes dimensões na floresta tropical úmida, constataram alterações na diversidade da regeneração em clareira de dimensão intermediária, onde foi observada menor riqueza de pioneiras e maior número de espécies tolerantes à sombra com maior riqueza no geral. Chazdon (2016), em estudo similar observou que a riqueza de espécies pioneiras em florestas tropicais da América Central, é resultado do longo período de intensivo distúrbio e da maior distância da fonte dos propágulos.

A ocorrência de poucas espécies dominantes do G1 em ambos talhões resultou da alta abundância de indivíduos regenerantes e conseqüentemente a diversidade verdadeira baixa. Boukili e Chazdon (2017) referem que as espécies localizadas no estrato superior ou estruturalmente dominante em florestas subtropicais, funcionam como filtros ambientais para algumas espécies do estrato inferior. Neste estudo o filtro do sub-bosque é realizado pelas espécies do plantio misto (TFs) assim como as do G1, pois, ambos influenciam diferencialmente a emergência, a sobrevivência e estrutura dos indivíduos regenerantes de G2 e G3.

A abundância e a dominância de *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense* favoreceram a regeneração na área, atuando com filtro positivo, na medida em que T2, área de maior porcentagem de clareira registou as maiores abundâncias de indivíduos do G2 e G3.

Foram observados: a redução da riqueza de espécies pioneiras e o aumento de secundárias (inicial e tardia) entre os tratamentos de G1 para G2 e G3. Porém, as espécies pioneiras contribuem quase 30% da riqueza e diversidade da comunidade arbórea, principalmente no G1, estrato superior do sub-bosque.

Siminski *et al.*, (2011) referenciam que uma fração reduzida das pioneiras domina os estágios arbustivos e arbóreos até os 15 anos de sucessão florestal e em fases avançadas da sucessão florestal. Contudo, este conjunto de espécies desempenham o papel de facilitadoras durante a sucessão florestal, pois, criam novas condições para o estabelecimento de outras espécies de plantas, as oportunistas, que enriqueceram desta forma o G2 e G3.

A zoocoria como síndrome predominante é um mecanismo de dispersão importante e dominante nas florestas tropicais (ALMEIDA, 2016; CHAZDON, 2016), é comum em pioneiras e secundárias ao longo da FODTB. Embora a formação florestal seja jovem e localizada em região altamente fragmentada, a área contém alta riqueza e densidade de espécies arbóreas nos G2 e G3 em ambos tratamentos. Assim sendo, o domínio na riqueza de espécies nas famílias Myrtaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Fabaceae e Rubiaceae sugeriu que a dispersão foi feita de maneira eficiente pelos animais, em especial na colonização no estrato dos G2 e G3. Além de conterem espécies tolerantes à sombra e ao sub-bosque, apresentam uma relação positiva com a fauna, principalmente com pássaros, morcegos, ungulados, roedores e marsupiais (LIMA *et al.*, 2016).

A maior abundância de espécies e indivíduos de dispersão zoocórica nos G2 e G3 do T2 explica-se pelo fato de G1 conter maior número de árvores estabelecidas, que serviram de poleiros ou fonte de alimentos, aumentando assim a chuva de sementes (REID *et al.*, 2015).

As variáveis densidade e dominância, quando criteriosamente analisadas, são excelentes indicativos do grau de preservação das áreas em restauração (CHAZDON, 2016), e determinantes do estágio sucessional na Floresta Ombrófila Densa Atlântica (SIMINSKI *et al.*, 2013).

Os valores de densidade e dominância dos regenerantes neste estudo encontram-se dentro da faixa de desenvolvimento da FODTB em fase de sucessão secundária. Lingner *et al.* (2015), ao longo desta formação com altitudes dos 0-30 m registou valores de densidade inferiores ao presente estudo em indivíduos regenerantes (dap>10cm) com média de  $594,4 \pm 151,93$  ind/ha, porém superiores em área basal média  $21,7 \pm 5,69$  m<sup>2</sup>/ha. Em trechos mais ao norte, como Pernambuco, os indivíduos regenerantes, segundo Lima (2017), registraram 11970 ind/ha e 3,28 m<sup>2</sup>/ha (dap<5cm e H >1m); Lima *et al.* (2013) registrou 8160 ind/ha e 18,88 m<sup>2</sup>/ha, (dap>15 cm).

*Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense* registram maiores valores de densidade na área, resultante das condições ideais de umidade, disponibilidade de luz e exposição ao vento para se desenvolverem (MATOS *et al.*, 2020). *Cyathea atrovirens*, no Neotrópico, sobrevive em torno de 12 anos em ambientes degradados pela agricultura ou pastagem e têm ampla distribuição em áreas clareiras de formações florestais secundárias abertas (SCHILLING; TEJEDOR 2017).

O presente estudo revelou que TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais (T2) e com número superior de indivíduos pioneiros em relação ao T1, concentram ao longo da sucessão florestal uma maior abundância de novos indivíduos regenerantes. Fato resultante do efeito positivo que a clareira teve na promoção do recrutamento das plântulas para a fase reprodutiva da área em restauração.

Almeida (2016) comenta que espécies secundárias iniciais são de extrema importância na restauração, pois possuem ciclo de vida maior do que as pioneiras e têm comportamentos ecológicos diferentes entre si. Situação atestada nos resultados de maior dominância e abundância de indivíduos regenerantes de *I.*

*edulis* no T2, comparativamente a *I. marginata* e *I. fagifolia*; fato que contribuiu no preenchimento de parte das clareiras criadas pela morte das pioneiras. Por outro lado, a predominância de *I. edulis* na regeneração de pequeno porte (G3) em ambos tratamentos demonstrou a importância da espécie na restauração como preenchedora de clareiras, atrativo de fauna e incremento de riqueza e diversidade de espécies no intervalo de tempo relativamente curto, comparativamente ao T1 nas condições deste experimento.

### CONCLUSÕES

Foi concluído que na planície litorânea paranaense, área adjacentes à Serra do Mar, os plantios mistos desempenharam o papel facilitador no estabelecimento de plântulas o que acelerou a restauração florestal, imprimindo mudanças na cobertura do solo.

Os talhões facilitadores (TFs) com proporção igual de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais não diferem em riqueza e diversidade dos TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

Os talhões facilitadores não diferiram nos grupos ecológicos e nem na síndrome de dispersão das espécies. Os TFs diferiram em abundância, sendo o que apresenta uma proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais, o que favoreceu o estabelecimento das plântulas regenerantes neste experimento.

### AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Ministério da Ciência e Tecnologia, Ensino Superior e Técnico Profissional (MCTESTP), Instituto de Bolsas e ao Banco Mundial pela bolsa de doutorado. À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) pela concessão da área de estudo e apoio logístico e aos pesquisadores da EMBRAPA, idealizadores do experimento.

### REFERÊNCIAS

ADEMADAN. **Clima: Boas práticas de adaptação.** In: Boldrine, E. B., Paes, L. S. O. P., Pinheiro (Org.). 1ª ed – Antonina: ADEMADAN. 2016.

ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação** - Recuperação ambiental da Mata Atlântica. 3ª ed. Ilhéus, BA: Editus, 2016.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A. C. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v.535, p.144-159, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature18326>.

BORGO, M.; TIEPOLO, G.; REGINATO, M.; KUNIYOSHI, Y.; GALVÃO, F.; CAPRETZ, R. L.; ZWIENER, V. P. Espécies arbóreas de um trecho de Floresta Atlântica do Município de Antonina, Paraná, Brasil. **Floresta**, v.41, n.4, p.819 - 832, 2011. DOI: <https://doi.org/10.5380/ufpr.v41i4.25346>.

BOUKILI, V. K.; CHAZDON, R. L. Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest

succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 24, p. 37–47, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.11.003>.

BRANCALION, P. H. S., CAMPOE, O., MENDES, J. C. T., NOEL, C., MOREIRA, G. G., VAN MELIS, J., STAPE, J. L.; GUILLEMOT, J. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, 2019, e01847e01847. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1847>.

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

BROTTO, M. L.; UHLMANN, A.; BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V. Riqueza e endemismo de Lauraceae no Paraná: aspectos fitogeográficos e áreas prioritárias para a conservação. *Rodriguésia*, v. 70, e03032017. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201970044>.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. (Embrapa Pecuária Sudeste, Documentos 95; Comunicado Técnico 188).

CESAR, R. G.; MORENO, V. S.; COLETTA, G. D.; CHAZDON, R. L.; FERRAZ, S. F. B.; ALMEIDA, D. R. A. DE.; BRANCALION, P. H. S. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. *Ecological Applications*, v.28, n.2, p.373–384, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1653>.

CHAO, A.; CHIU, C. H.; HSIEH, T. C.; DAVIS, T.; NIPPERESS, D. A.; FAITH, D. P. Rarefaction and extrapolation of phylogenetic diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, v.6, p.380–388, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12247>.

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, n.12, p.2533–2547, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. Tradução de N. Amazonas., R. Cesar. 1ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

COLWELL, R.K.; CHAO, A.; GOTELLI, N.J.; LIN, S.-Y.; MAO, C.X.; CHAZDON, R.L.; LONGINO, J.T. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, v.5, p.3-21, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>.

FERRETI, A. R.; BRITEZ, R. M. A restauração da floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: GALVÃO, A. P. M.; SILVA, P. (Ed.). **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa, p. 87-102.2005.

GAGGIOTTI, O. E.; CHAO, A.; PERES-NETO, P.; CHIU, C-H.; EDWARDS, C.; FORTIN, M.; JOST, L.; RICHARDS, C. M.; SELKOE, K. A. Diversity from genes to ecosystems: A unifying framework to study variation across biological metrics and scales. **Evolutionary Applications**, v.11, n.7, p.1176-1193, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/eva.12593>.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology** v.54, p.427-432, 1973. Disponível em: <http://links.jstor.org/sici?sici=0012-9658%28197303%2954%3A2%3C427%3ADAEANUN%3E2.0.CO%3B2-M>. Acessado em: 08 de março de 2021.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, p.1451–1456, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.  
JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v.113, p.363-375, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.

LIMA, A. S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; LAMARTINE, S. B. De O.; Pessoa, M. M. de L. Regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.8, n.2, p.273-278, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v8i2a2369>.

LIMA, I. P.; NOGUEIRA, M. R.; MONTEIRO, L. R.; PERACCHI, A. L. Frugivoria e dispersão de sementes por morcegos na Reserva Natural Vale, sudeste do Brasil. In: ROLIM, S. G.; MENEZES, L. F. T de.; SRBEK-ARAUJO, A. C. (Ed.) **Floresta Atlântica de Tabuleiro: Diversidade e endemismo na Reserva Natural Vale**. Editora Rupestre, 2016. p.353-373p.

LIMA, R. B. de A.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; FELICIANO, A. L. P.; SILVA, R. K. S. da. Potencial regenerativo de espécies arbóreas em fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.12, n.4, p.666-673, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v12i4.5002>.

LINGNER, G. V.; SCHORN, L. A.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. DE.; MEYER, L., VIBRANS, A. C. Floresta Ombrófila densa de Santa Catarina - Brasil: Agrupamentos e ordenação baseados em amostragem sistemática. **Ciência Florestal**, v. 25, n.4, p.933-946, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509820595>.

MATOS F.B.; BOHN, A.; LABIAK, P.H. The ferns and lycophytes of Reserva Natural Guaricica, Antonina, Paraná, Brazil. **Check List**, v.16, n.1, p.183–206, 2020. DOI: <https://doi.org/10.15560/16.1.183>.

MOLINO, J. F.; SABATIER, D. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science**, Washington, v. 294, n.5547, p.1702–1704, 2001. DOI: 10.1126/science.1060284.

MOURA, C. de.; MANTOVANI. Vegetação secundária de um trecho de Floresta Ombrófila Densa das terras baixas, Peruíbe, São Paulo. **Revista do Instituto**

**Floresta**, v.32, n.1, p.57-83, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.24278/2178-5031.202032105>

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

SCHILLING, O.; TEJEDOR, A. Tree ferns dominate secondary succession in abandoned pineapple plantations around Manu National Park, Peru. **Acta Botanica Malacitana** **42**, n.1, p.141-148. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/2236-8906-81/2019>.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; GURIES, R. P.; RUSCHEL, A. R.; REIS, M. S dos. Secondary Forest succession in the Mata Atlântica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **Ecology**, v.2011, p.1-19, 2011. DOI: <https://doi.org/10.5402/2011/759893>.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; REIS, M. S. Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da Mata Atlântica em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v.23, n.3, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509810548>.

SUGANUMA, A. S.; ASSIS, G. B. de.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, v.15, n., p.27-36, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.1.3>.

SUGANUMA, M. S.; TOREZAN, J. M. D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long term restoration of riparian Atlantic forest. **Applied Vegetation Science**, v.21, n.1, p.76–84, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12341>.

TURCHETTO, F.; ARAUJO, M. M.; TABALDI, L. A.; GRIEBELER, A. M.; RORATO, D. G.; AIMI, S. C. et al. Can transplantation of forest seedlings be a strategy to enrich seedling production in plant nurseries? **Forest Ecology and Management**, v.375, n.1, p.96-104, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/01047760201824022517>.

WU, C-H., LO, Y-H.; BLANCO, J. A.; CHANG, S-C. Resilience Assessment of Lowland Plantations Using an Ecosystem Modeling Approach. **Sustainability**, v. 7, p. 3801-3822, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/su7043801>.

ZULUAGA, G. J. C. How ecological communities are structured: A review on ecological assembly rules. **Revista EIA**, v.12, n.24, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.14508/reia.2015.12.24.27-53>.