

# Regeneração natural em fragmentos de floresta ombrófila mista de pequenas propriedades rurais no Paraná

*Natural regeneration in fragments of Mixed Ombrophilous Forest of small rural properties in Paraná State*

Carla Fernanda **MUSSIO**<sup>1,3</sup>; Andrea Nogueira **DIAS**<sup>1</sup>; Afonso **FIGUEIREDO FILHO**<sup>1</sup>; Pedro **HIGUCHI**<sup>2</sup>; Tiago **GRESPLAN**<sup>1</sup> & Emilio Carlos Zilli **RUIZ**<sup>1</sup>

## RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmentos florestais de nove pequenas propriedades rurais na floresta ombrófila mista, no município de Fernandes Pinheiro, Paraná. A regeneração natural foi avaliada considerando três classes de tamanho: classe I, de 0,3 m a 1,0 m de altura; classe II, altura de 1,01 m a 3,0 m; e classe III, indivíduos com altura a partir de 3,01 m < 10 cm (DAP). A amostragem da regeneração natural foi realizada por meio de transecções permanentes de 10 m de comprimento, com largura de 2 metros, 6 metros e 14 metros, para as classes I, II e III, respectivamente. Foram instaladas 23 unidades amostrais, distribuídas entre nove propriedades rurais, incluindo locais com presença de animais domésticos de grande porte, ausência deles e locais com restrição recente da circulação. Escalonamento multidimensional não métrico foi empregado para detectar diferenças nas estruturas entre os ambientes. *Nectandra grandiflora* e *Allophylus edulis* foram as espécies mais expressivas nas áreas sem a ocorrência de animais. Em áreas com restrição de acesso de animais ou em locais com presença destes, *Curitiba prismatica* destacou-se como a espécie mais importante da regeneração natural.

**Palavras-chave:** estrutura horizontal; floresta com araucária; sítios.

## ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the structure of the natural regeneration of tree species in forest fragments of nine small rural properties in the Ombrophilous Mixed Forest (araucaria forest), in the municipality of Fernandes Pinheiro, Paraná. Natural regeneration was evaluated considering three size classes: Class I, from 0.3 m to 1.0 m height; Class II, height from 1.01 m to 3.0 m; and Class III, individuals with height from 3.01 m < 10 cm (DBH). Sampling of natural regeneration was carried out through permanent transects of 10 m in length, with widths of 2 meters, 6 meters and 14 meters, for Classes I, II and III, respectively. Twenty-three sampling units were installed, distributed among nine rural properties, including places with the presence of large domestic animals, their absence and places with recent restriction of circulation. Non-metric multidimensional scaling was used to detect differences in structures between environments. *Nectandra grandiflora* and *Allophylus edulis* were the most expressive species in the areas without the occurrence of animals. In areas with restricted access to animals or in places where animals are present, *Curitiba prismatica* stood out as the most important species in natural regeneration.

**Keywords:** Araucaria Forest; farms; horizontal structure.

Recebido em: 5 out. 2020

Aceito em: 9 set. 2021

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Rua Salvatore Renna, 875, Santa Cruz – CEP 85015-430, Guarapuava (PR), Brasil.

<sup>2</sup> Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro Agroveterinário, Departamento de Engenharia Florestal, Lages (SC), Brasil.

<sup>3</sup> Autor para correspondência: carlamussio@gmail.com.

## INTRODUÇÃO

A floresta ombrófila mista (FOM) (IBGE, 2012), popularmente conhecida como floresta com araucária, representa uma das principais formações florestais da Região Sul do Brasil, principalmente por abrigar a conífera mais expressiva da vegetação brasileira – *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. A diversidade dessa tipologia florestal é consequência das diferentes associações entre as espécies, peculiarmente pelas misturas das floras tropical (afro-brasileira) e temperada (austral-antártica-andina), com destaque para os elementos Coniferales e Laurales (KERSTEN *et al.*, 2015).

A riqueza da FOM não se limita ao número de espécies, inclui também o potencial econômico de espécies madeireiras e não madeireiras, a exemplo de *Ocotea porosa*, *Ocotea odorifera*, *Cedrela fissilis*, *Dicksonia sellowiana*, entre outras, as quais possibilitaram o primeiro ciclo econômico da Região Sul, baseado no extrativismo da FOM. Nesse contexto, principalmente entre as décadas de 1930 e 1980, a araucária foi intensamente explorada para a utilização interna, assim como para exportação (HUECK, 1972).

Anteriormente a tal processo, a FOM apresentava extensão de 175.000 km<sup>2</sup>, distribuída nos estados do Paraná (40%), Santa Catarina (31%), Rio Grande do Sul (25%) e com manchas esparsas no sul de São Paulo (3%), interiorizando-se até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (1%) (KLEIN, 1960). No Paraná, dos originais 70.000 km<sup>2</sup>, restam hoje 27.000 km<sup>2</sup> (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2018), sendo o restante convertido em áreas para fins agrícolas, pecuária, reflorestamento com espécies introduzidas, paisagens urbanas, entre outras (MMA, 2010).

Nesse contexto, visando garantir a perenidade, a conservação e a recuperação de espécies nativas da mata atlântica, criou-se a Resolução Conama n.º 278 de 2001, a qual proibiu a utilização madeireira de espécies como a araucária. Quando lançada, a resolução foi de extrema importância para frear o extrativismo descontrolado, no entanto, com o decorrer dos anos, alguns proprietários rurais passaram a considerar a floresta como um empecilho ao seu desenvolvimento econômico, tornando-se ainda mais difícil a tarefa de conservar as florestas com araucária (CANALEZ *et al.*, 2006). Segundo os mencionados autores, esse cenário tem conduzido à ilegalidade e à clandestinidade no corte da floresta, diminuindo cada vez mais os fragmentos existentes.

De acordo com o Serviço Florestal Brasileiro (2018), 76% dos locais amostrados em área de floresta no estado do Paraná indicaram evidências de antropismo. Destes, 46% apresentaram animais domésticos de grande porte ou vestígios deles, e 17% tinham sinais de exploração madeireira. Vestígios de caçadores (8%) e sinais de incêndio (5%) também estavam entre as alterações observadas. Evidências como essas representam limitações para o estabelecimento e o desenvolvimento dos remanescentes florestais, trazendo efeitos negativos para a biodiversidade.

No que tange ao estabelecimento de uma floresta, alguns mecanismos são essenciais para a manutenção da regeneração natural, tais como chuva de sementes, banco de sementes, banco de plântulas e brotação proveniente de indivíduos danificados (CALDATO *et al.*, 1996). O novo indivíduo ingressante no sistema terá de enfrentar diversos desafios para chegar à fase adulta; essas situações são consideradas filtros biológicos (SOUZA *et al.*, 2018), os quais atuam de forma ativa na estruturação da futura floresta e dão ideia da natureza complexa do processo de estabelecimento inicial de espécies arbóreas em condições de sub-bosque (HIGUCHI *et al.*, 2015).

A regeneração natural representa um importante mecanismo para a sobrevivência, o desenvolvimento e a manutenção dos ecossistemas florestais (BETT & MAY, 2017), e o conhecimento sobre o seu comportamento natural possibilita avaliar a sustentabilidade sob o ponto de vista da sua capacidade de renovação em termos quantitativos e qualitativos. Estudos sobre a regeneração natural permitem diagnosticar a conservação do fragmento e a sua resposta perante perturbações naturais ou antrópicas, constituindo um pré-requisito para a preservação, a conservação e a recuperação das florestas (HOSOKAWA *et al.*, 2008; BETT & MAY, 2017; MAZON *et al.*, 2019).

Assim, pesquisas sobre regeneração natural são de grande importância para compreender o funcionamento de florestas sob perspectivas ecológica, evolucionária e de manejo, fornecendo informações de extrema importância sobre muitos processos naturais, como recrutamento, crescimento, mortalidade e distúrbios florestais (SCHUPP, 1990).

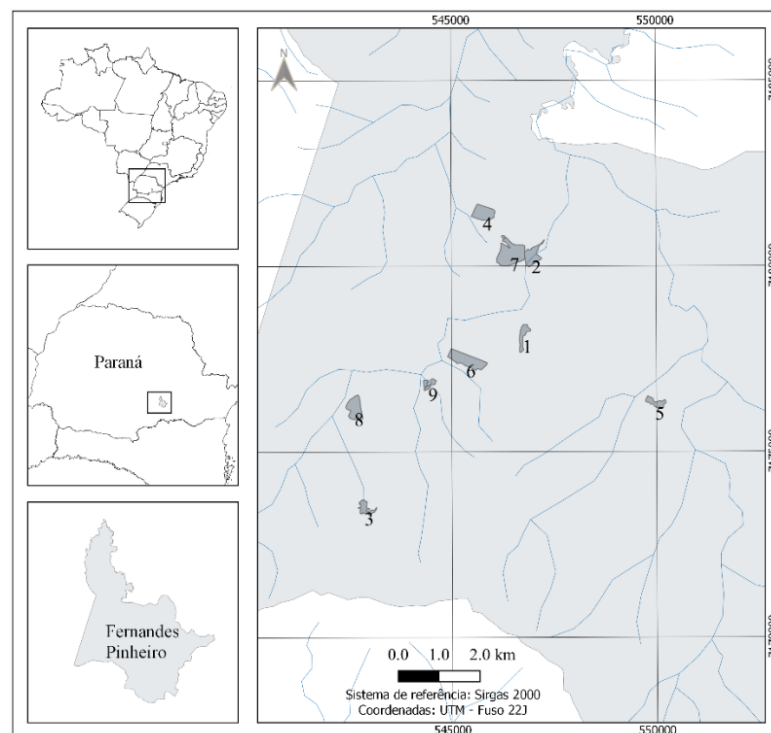
Grande parte do conhecimento produzido referente à regeneração natural em áreas de FOM é proveniente dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (NARVAES *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2012; TÉO *et al.*, 2014; HIGUCHI *et al.*, 2015; MAÇANEIRO *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2018; VEFAGO *et al.*, 2019; TURMINA *et al.*, 2020). No Paraná, muito embora seja originalmente o estado com maior cobertura de FOM, os estudos sobre a regeneração natural ainda são escassos (BARDDAL *et al.*, 2004; CORDEIRO & RODRIGUES, 2007; LIMA *et al.*, 2013; ALBUQUERQUE, 2016; FELITTO *et al.*, 2017; MAZON *et al.*, 2019; PARIZOTTO *et al.*, 2019), evidenciando a necessidade de maior compreensão dessa fitofisionomia no estado.

Dessa forma, o objetivo do presente estudo foi caracterizar a estrutura horizontal da regeneração natural de fragmentos florestais localizados em propriedades rurais no município de Fernandes Pinheiro, Paraná, assim como avaliar o efeito da presença de animais nos remanescentes, sobre a estrutura da regeneração natural.

## MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está inserida na bacia hidrográfica do Rio Tibagi, no município de Fernandes Pinheiro, Paraná (figura 1), com altitude entre 800 e 970 metros. Conforme classificação de Köppen, o clima da região é Cfb – clima temperado mesotérmico úmido com verão ameno. A temperatura média anual é de 19°C, e a precipitação anual varia de 1.400 a 1.600 mm (WREGE *et al.*, 2012). De acordo com o IBGE (2012), a vegetação presente na região é caracterizada como floresta ombrófila mista montana.

A geologia da região é formada pelo Grupo Guatá, composta pela Formação Palermo, caracterizada por siltitos cinzentos, laminação paralela e bioturbação (ATLAS..., 2006). Na região de estudo há dois tipos de associação de solo: em relevo ondulado e textura média ocorre a associação argissolo vermelho-amarelo distrófico típico com neossolo litólico distrófico típico; e em relevo suave ondulado e textura argilosa há a associação latossolo vermelho distrófico típico álico com nitossolo distrófico típico álico (FIGUEIREDO FILHO *et al.*, 2013).



**Figura 1** – Localização dos nove fragmentos amostrados no município de Fernandes Pinheiro, Paraná, Brasil. Fonte: Primária.

Os dados coletados neste trabalho são provenientes de nove fragmentos florestais localizados em pequenas propriedades rurais, situadas na comunidade rural Assungui, no município de Fernandes Pinheiro, Paraná. Essas propriedades fazem parte do projeto de extensão e pesquisa intitulado “Estratégias para o manejo florestal sustentável em pequenas propriedades rurais no centro-sul do Paraná, Brasil”, vinculado ao Departamento de Engenharia Florestal, da Universidade Estadual do Centro-Oeste. Embora os fragmentos analisados sejam classificados como vegetação secundária em estágio médio a avançado de regeneração natural (Resolução Conama n.º 4, de 4 de maio de 1994), os fragmentos apresentam diferentes características, principalmente com relação à circulação de animais de pastoreio.

A classificação da presença de animais domésticos de grande porte nas áreas de estudo, assim como a ausência destes ou a restrição recente do acesso dos animais domésticos ao interior dos fragmentos, foi verificada por meio de observações em campo e conversas com os proprietários, conforme apresentado na tabela 1. Em 26,1% das unidades amostrais instaladas, observou-se a presença de animais domésticos de grande porte. Em 21,7% das parcelas, verificou-se a restrição recente da circulação desses animais no interior dos fragmentos e, por fim, em 52,2% das parcelas não foi detectada a presença desses animais.

**Tabela 1** – Caracterização florestal das propriedades rurais e unidades amostrais instaladas.

Propriedade	Área de remanescente florestal (ha)	Circulação de animais / n.º parcelas		
		S	N	H
1	3,07	1	-	-
2	27,15	1	2	-
3	10,07	1	1	-
4	12,12	-	4	-
5	9,32	2	-	-
6	43,47	-	2	2
7	7,26	-	2	-
8	21,62	-	-	3
9	3,15	1	1	-
Total	137,23	6	12	5

Legenda: S = sim; N = não; H = havia circulação de animais, mas no momento da coleta de dados a parcela estava isolada da circulação dos animais.

Para a avaliação do estrato regenerante, instalaram-se 23 parcelas permanentes. A quantidade de parcelas instaladas levou em consideração a existência de unidades amostrais utilizadas para o monitoramento do componente arbóreo, as quais possuem área de 2.000 m<sup>2</sup> (20 x 100 m) e foram instaladas de forma aleatória no ano de 2011 pelo Projeto Pesquisa e Extensão. As unidades amostrais para a avaliação da regeneração natural de indivíduos arbóreos foram instaladas no interior das parcelas do estrato arbóreo de forma sistemática, no comprimento de 50 m, a cinco metros da extremidade inferior da parcela, levando em consideração o norte geográfico.

Para a coleta de dados do estrato regenerante, os indivíduos foram divididos em três classes de tamanho, adaptando-se a metodologia proposta por Finol (1971): classe I – indivíduos com altura de 0,30 m a 1 m; classe II – com altura de 1,01 m a 3 m; classe III – com altura acima de 3,01 m e com DAP < 10 cm. As classes de tamanho foram amostradas em parcelas de tamanhos diferenciados, sendo estas formadas por uma transecção de 10 m de comprimento, prosseguindo da seguinte forma: com o auxílio de uma trena, mensuraram-se para cada lado da transecção 1 m para a classe I, 3 m para a classe II e 7 m para a classe III, totalizando 20 m<sup>2</sup>, 60 m<sup>2</sup> e 140 m<sup>2</sup>, respectivamente. Para as 23 parcelas, amostraram-se áreas de 0,046 ha, 0,138 ha e 0,322 ha para as classes I, II e III, respectivamente. Para as classes I e II, foram mensuradas as alturas de todos os indivíduos. Para

a classe III, verificaram-se a altura, a circunferência à altura do peito (CAP), realizou-se a marcação do local onde foi aferida a CAP e fez-se a identificação dos indivíduos por meio de plaqueta numerada.

O material botânico coletado foi identificado por comparação com exsicatas depositadas no Herbário da Universidade Estadual do Centro-Oeste (HUCO) e por meio de consulta à literatura taxonômica. As espécies foram agrupadas em famílias, seguindo o sistema proposto pelo Angiosperm Phylogeny Group (APG IV, 2016). Quando não foi possível realizar a identificação e a coleta em campo, por causa do estágio inicial de desenvolvimento em que as plântulas se encontravam, os indivíduos foram considerados como não identificados e foram numerados, independentemente da classe de tamanho, para acompanhamento e até possível identificação.

Efetuuou-se a classificação ecológica das espécies amostradas com base em revisão de trabalhos realizados na região (BACKES & IRGANG, 2002; CARVALHO, 2003; CARPANEZZI & CARPANEZZI, 2006; MOSCOVICH, 2006; GUARATINI *et al.*, 2008; SAWCZUK, 2009; KERSTEN *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2012; SAUERESSIG, 2014).

A estrutura da regeneração foi analisada por meio dos parâmetros fitossociológicos densidade, frequência e classes de tamanho absolutas e relativas e o valor de regeneração natural para cada espécie (HOSOKAWA *et al.*, 2008). As análises de fitossociologia foram realizadas utilizando a planilha eletrônica do programa Microsoft Office Excel 2016. Avaliou-se a diversidade florística por meio dos índices de Shannon (H'), de Simpson (1-D) e de equabilidade de Pielou (J'). Os índices foram calculados para o banco de dados geral, para cada classe de tamanho, e, posteriormente, entre áreas com presença de animais, ausência destes e locais recentemente isolados, também por classe de tamanho. A riqueza de espécies foi estimada para cada classe de tamanho por meio do estimador Chao1, com o software EstimateS 9.1 (COLWELL, 2016).

Avaliaram-se as diferenças estruturais entre os remanescentes florestais com circulação de animais, a ausência destes e os locais recentemente isolados, por meio do Escalonamento Multidimensional Não Métrico – NMDS (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012). Para essa análise, construíram-se matrizes contendo informações estruturais da vegetação por parcela e por classe de altura, tais como número de indivíduos, número de espécies, diversidade de Shannon (H'), dominância de Simpson (1-D) e equabilidade de Pielou (J'), empregando-se a distância euclidiana. A adequabilidade da ordenação para a análise foi avaliada por meio do valor de estresse, o qual indica a proporção da variância das disparidades não explicadas pelo modelo NMDS (McCUNE & GRACE, 2002).

Para avaliar diferenças significativas entre as diversas condições (S, N e H), para cada classe, aplicou-se a análise de variância multivariada não paramétrica (NPMANOVA). Para estimar a significância dessa estatística, empregou-se o teste de Monte Carlo, com 9.999 permutações. Por fim, efetuaram-se NPMANOVAs em pares entre as três condições para avaliar diferenças significativas entre elas. O NMDS e a NPMANOVA foram realizados no software PAST (versão 3.06) (HAMMER *et al.*, 2001).

## RESULTADOS

Para os nove fragmentos avaliados, amostraram-se 1.385 indivíduos pertencentes a 99 espécies, distribuídos em 37 famílias botânicas. Entre as espécies, foram consideradas sete morfoespécies, das quais cinco se referem à família Myrtaceae, uma à família Solanaceae e uma ainda não foi identificada. O estimador não paramétrico Chao1 considerou uma riqueza total de 81 espécies para as classes I e II e 85 espécies para a classe III. As famílias com maior abundância foram Myrtaceae (30,6% dos indivíduos), Salicaceae (13,6%), Sapindaceae (10,5%) e Lauraceae (9,2%); essas quatro famílias representaram 63,9% do número total de indivíduos amostrados. Com relação à riqueza, tais famílias apresentaram 20, 11, 7 e 6 espécies, respectivamente.

O índice de Shannon ( $H'$ ), avaliando-se conjuntamente os nove fragmentos, foi de 3,80, 3,66 e 3,53, para as classes I, II e III, respectivamente. O índice de dominância de Simpson (1-D) também apresentou um decréscimo entre as classes, variando de 0,96, 0,95 e 0,94 para as classes I, II e III, respectivamente. Para a equabilidade de Pielou ( $J'$ ), foram calculados valores de 0,89 para a classe I, 0,85 para a classe II e 0,81 para a classe III.

Quando avaliado de forma estratificada, o índice de Shannon para as áreas sem a presença de animais domésticos de grande porte foi de 3,74, 3,71 e 3,06, para as classes I, II e III, respectivamente. Para as áreas com restrição recente do acesso desses animais, foram obtidos índices de Shannon de 2,48, 2,55 e 2,16. Para as áreas com presença dos animais, encontraram-se índices de Shannon de 2,02 para a classe I, 1,63 para a classe II e 2,16 para a classe III.

Com relação ao índice de Simpson, obteve-se o valor de 0,96 para as áreas sem a presença de animais, para as três classes. Em áreas com restrição recente do acesso, obtiveram-se valores de 0,89 para a classe I e 0,84 para as classes II e III. Nas áreas com a presença de animais, foram encontrados valores de 0,87 para a classe I e 0,73 para as classes II e III.

A equabilidade de Pielou, calculada para as áreas sem animais domésticos, foi de 0,89 para a classe I e 0,88 para as classes II e III. Em áreas com restrição de acesso, verificaram-se valores de 0,89 para a classe I e 0,79 para as classes II e III. Nas áreas com a presença de animais domésticos, obtiveram-se valores de 0,92 para a classe I e 0,78 para as classes II e III.

Com relação aos grupos ecológicos, do total dos indivíduos amostrados, desconsiderando os não identificados, 56,4% pertencem ao grupo ecológico das secundárias iniciais, 20,7% ao grupo das secundárias tardias, 13,4% ao grupo das pioneiras, 8% ao grupo ecológico das climácicas e 1,5% corresponde à espécie exótica *Hovenia dulcis* Thunb. e ao híbrido *Citrus x limonia* (L.) Osbeck.

Em áreas em que não havia animais domésticos, o grupo ecológico com maior número de indivíduos foi o das secundárias iniciais, com 40,7%, seguido por pioneiras, secundárias tardias e climácicas, com 38,9%, 17,7% e 2,7%, respectivamente. Nas áreas com restrição recente ao acesso de animais, o grupo ecológico predominante também foi o das secundárias iniciais, com 72,2% do número total de indivíduos, seguido por pioneiras, com 16,5%, secundárias tardias, com 7,4%, e climácicas, com 4%. Nas áreas com presença de animais, o grupo ecológico das secundárias iniciais representou 66,7% do número total de indivíduos observados, seguido por secundárias tardias, com 17,2%, pioneiras, com 11,1%, e, por fim, o grupo das climácicas, com 5,1%.

Com relação à estrutura horizontal, analisando todos os fragmentos conjuntamente, a densidade de indivíduos estimada foi de 13.482 ind.ha<sup>-1</sup>, distribuídos na classe I com 8.652 ind.ha<sup>-1</sup>, na classe II com 3.087 ind.ha<sup>-1</sup> e na classe III com 1.727 ind.ha<sup>-1</sup>.

As 10 espécies com os maiores valores de regeneração natural relativa (RNR) representaram, juntas, 42,4% do valor total (tabela 2). *Curitiba prismatica* foi a espécie que apresentou maior valor de RNR, demonstrando elevada densidade nas três classes analisadas (428 ind.ha<sup>-1</sup> para a classe I; 326 ind.ha<sup>-1</sup> para a classe II; e 289 ind.ha<sup>-1</sup> para a classe III), como também elevada frequência relativa e classe relativa de tamanho para as três classes. *Allophylus edulis* foi a segunda espécie com maior potencial de regeneração natural, principalmente por apresentar densidade elevada de 587 ind.ha<sup>-1</sup> na classe I, seguida por 203 ind.ha<sup>-1</sup> na classe II e 65 ind.ha<sup>-1</sup> na classe III. *Nectandra grandiflora* foi a terceira espécie com maior potencial de regeneração natural, apresentando densidades de 240, 178 e 128 ind.ha<sup>-1</sup> nas classes I, II e III, respectivamente.

**Tabela 2** – Parâmetros fitossociológicos calculados para as 10 espécies mais importantes da regeneração natural em fragmentos florestais de pequenas propriedades rurais localizados no município de Fernandes Pinheiro, Paraná.

Espécie	DR			FR			CRT			RNR
	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	
<i>Curitiba prismatica</i>	2,4	3,2	2,1	1,5	2,3	2,8	0,9	3,8	8,0	9,0
<i>Allophylus edulis</i>	4,4	1,5	0,5	1,3	1,1	0,8	1,6	1,8	1,8	5,0
<i>Nectandra grandiflora</i>	1,8	1,3	0,9	1,0	1,3	1,5	0,7	1,6	3,5	4,5
<i>Casearia decandra</i>	2,3	1,1	0,5	1,3	1,3	1,5	0,9	1,4	1,9	4,0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2,6	1,1	0,2	1,6	1,6	1,0	1,0	1,4	0,8	3,8
<i>Matayba elaeagnoides</i>	4,7	0,2	0,3	1,3	0,7	0,8	1,8	0,3	0,9	3,6
<i>Casearia sylvestris</i>	0,6	1,3	0,8	0,5	1,3	1,3	0,2	1,6	2,8	3,5
<i>Ilex theezans</i>	1,3	0,6	0,9	0,8	1,0	1,6	0,5	0,7	3,2	3,5
<i>Rudgea jasminoides</i>	3,7	0,4	0,1	0,8	0,8	0,2	1,4	0,5	0,3	2,8
<i>Myrsine gardneriana</i>	1,9	0,2	0,6	0,7	0,5	1,1	0,7	0,2	2,3	2,7
Outras espécies	38,5	11,9	6,1	20,6	20,9	23,2	14,5	14,4	22,5	57,6
<b>Total</b>	<b>64,2</b>	<b>22,9</b>	<b>12,9</b>	<b>31,4</b>	<b>32,8</b>	<b>35,8</b>	<b>24,2</b>	<b>27,7</b>	<b>48,1</b>	<b>100,0</b>

Legenda: DR = densidade relativa (%); FR = frequência relativa (%); CRT = classe relativa de tamanho (%); RNR = regeneração natural relativa (%); C1, C2, C3 = classes de tamanho 1, 2 e 3.

A estrutura horizontal avaliada de forma estratificada quanto à presença (S), restrição recente de circulação (H) ou ausência (N) de animais domésticos de grande porte nos fragmentos florestais amostrados possibilita uma distinção estrutural entre eles. A densidade de indivíduos estimada para as áreas sem a presença de animais foi de 21.176 ind.ha<sup>-1</sup>, distribuídos na classe I com 14.250 ind.ha<sup>-1</sup>, na classe II com 4.362 ind.ha<sup>-1</sup> e na classe III com 2.566 ind.ha<sup>-1</sup>. Para as áreas com restrição recente de circulação de animais, observou-se uma densidade de indivíduos de 7.191 ind.ha<sup>-1</sup>, distribuídos nas classes I, II e III, com 3.200, 2.934 e 1.058 ind.ha<sup>-1</sup>. Para as unidades amostrais onde havia circulação de animais, foi estimada uma densidade de indivíduos de 3.334 ind.ha<sup>-1</sup>, distribuídos com 2.000 ind.ha<sup>-1</sup> na classe I e 667 ind.ha<sup>-1</sup> nas classes II e III cada.

Vale destacar a presença da espécie exótica invasora *Hovenia dulcis* nas áreas onde não há animais, apresentando densidades de 167, 28 e 53 ind.ha<sup>-1</sup> nas classes I, II e III, respectivamente, como também nas áreas com restrição recente de circulação, com amostragem apenas na classe I, com densidade de 100 ind.ha<sup>-1</sup>.

Quando se comparam os valores de RNR para as três situações distintas, nota-se a disparidade da importância de apenas uma espécie para as áreas S e H, reforçando os valores de dominância de Simpson (1-D) estimados para essas situações. A espécie *C. prismatica* destacou-se como a mais importante da regeneração natural em áreas com presença de animais e áreas recentemente isoladas, apresentando valores de regeneração natural relativa de 25,8% (H) e 27,7% (S), com elevadas densidades (27,4% e 22,9% da DR para H e S) e com valores elevados de classe relativa de tamanho (CRT) para as classes II e III. Por outro lado, a mencionada espécie apresentou uma redução drástica do valor de RNR nas áreas sem a circulação de animais, decaindo para a terceira posição em termos de importância.

*A. edulis* apresentou o segundo valor de RNR, tanto para os locais sem animais quanto para as áreas com restrição de acesso recente. Por outro lado, ficou na 27.<sup>a</sup> posição nas áreas com presença de animais.

**Tabela 3** – Parâmetros fitossociológicos calculados para as 10 espécies mais importantes da regeneração natural para fragmentos florestais de pequenas propriedades rurais expostos a diferentes situações (com presença, ausência e restrição recente do acesso de animais domésticos de grande porte) localizados no município de Fernandes Pinheiro, Paraná.

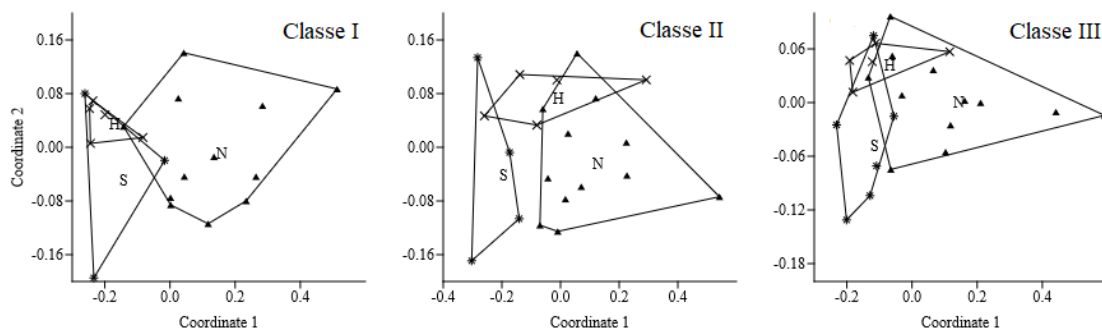
<b>Ausência de circulação de animais domésticos de grande porte (N)</b>										
<b>Espécie</b>	<b>DR</b>			<b>FR</b>			<b>CRT</b>			<b>RNR</b>
	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	
<i>Nectandra grandiflora</i>	2,2	1,6	1,0	1,2	1,7	1,5	0,9	1,9	4,0	5,3
<i>Allophylus edulis</i>	4,5	1,4	0,6	1,2	0,8	1,0	2,0	1,7	2,3	5,2
<i>Curitiba prismatica</i>	1,2	1,4	1,2	0,8	1,5	1,7	0,5	1,7	4,4	4,8
<i>Matayba elaeagnoides</i>	5,5	0,3	0,3	1,5	0,8	0,8	2,4	0,3	1,0	4,3
<i>Ilex theezans</i>	1,4	0,7	1,0	0,8	1,2	1,9	0,6	0,9	3,8	4,1
<i>Casearia decandra</i>	2,6	1,1	0,4	1,5	1,0	1,2	1,1	1,3	1,6	4,0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2,8	1,0	0,2	1,7	1,5	1,0	1,2	1,3	0,9	3,8
<i>Rudgea jasminoides</i>	4,5	0,5	0,1	1,0	1,0	0,2	2,0	0,6	0,4	3,5
<i>Myrsine gardneriana</i>	2,4	0,2	0,8	0,8	0,6	1,5	1,0	0,2	2,9	3,5
<i>Myrceugenia euosma</i>	3,3	1,0	0,1	0,8	0,8	0,4	1,4	1,3	0,3	3,2
Outras espécies	37,0	11,2	6,5	21,6	21,0	23,9	16,0	13,4	24,8	58,4
Total	67,3	20,6	12,1	33,0	32,0	35,1	29,1	24,6	46,3	100,0
<b>Restrição recente da circulação de animais domésticos de grande porte (H)</b>										
<b>Espécie</b>	<b>DR</b>			<b>FR</b>			<b>CRT</b>			<b>RNR</b>
	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	
<i>Curitiba prismatica</i>	7,0	14,4	6,0	3,5	4,7	5,9	1,1	19,2	15,6	25,8
<i>Allophylus edulis</i>	5,6	2,3	0,0	2,4	2,4	0,0	0,9	3,1	0,0	5,5
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2,8	2,3	0,2	2,4	3,5	1,2	0,4	3,1	0,5	5,5
Myrtaceae 1	9,7	0,5	0,0	2,4	1,2	0,0	1,6	0,6	0,0	5,3
<i>Casearia sylvestris</i>	2,8	2,3	0,2	1,2	3,5	1,2	0,4	3,1	0,5	5,1
<i>Casearia decandra</i>	1,4	1,4	1,2	1,2	2,4	2,4	0,2	1,9	3,1	5,0
<i>Casearia lasiophylla</i>	0,0	0,5	2,8	0,0	1,2	1,2	0,0	0,6	7,3	4,5
Myrtaceae 2	2,8	2,3	0,0	1,2	1,2	0,0	0,4	3,1	0,0	3,7
<i>Annona sylvatica</i>	0,0	2,8	0,2	0,0	2,4	1,2	0,0	3,7	0,5	3,6
<i>Banara tomentosa</i>	1,4	1,4	0,0	1,2	2,4	0,0	0,2	1,9	0,0	2,8
Outras espécies	11,1	10,7	4,2	9,4	18,8	18,8	1,8	14,2	10,9	33,3
Total	44,5	40,8	14,7	24,7	43,5	31,8	7,2	54,4	38,4	100,0
<b>Presença de animais domésticos de grande porte (S)</b>										
<b>Espécie</b>	<b>DR</b>			<b>FR</b>			<b>CRT</b>			<b>RNR</b>
	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	
<i>Curitiba prismatica</i>	10,0	5,0	7,9	4,4	6,7	8,9	2,2	3,4	28,7	25,7
<i>Casearia sylvestris</i>	0,0	8,3	2,1	0,0	2,2	2,2	0,0	5,6	7,8	9,5
<i>Erythroxylum deciduum</i>	12,5	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	5,8
<i>Sebastiania commersoniana</i>	5,0	0,8	0,4	2,2	2,2	2,2	1,1	0,6	1,3	5,3
<i>Myrcia palustris</i>	10,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	4,8
<i>Podocarpus lambertii</i>	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	9,1	4,6
<i>Cinnamodendron dinisii</i>	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	4,4	0,0	0,0	5,2	3,7
<i>Ilex paraguariensis</i>	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	4,4	0,0	0,0	3,9	3,1
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	2,5	0,0	0,4	2,2	0,0	2,2	0,6	0,0	1,3	3,1
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	5,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	2,8
Outras espécies	15,0	5,8	4,3	11,1	11,1	24,4	3,4	3,9	15,7	31,6
Total	60,0	20,0	20,0	26,7	22,2	51,1	13,4	13,4	73,1	100,0

Legenda: DR = densidade relativa (%); FR = frequência relativa (%); CRT = classe relativa de tamanho (%); RNR = regeneração natural relativa (%); C1, C2, C3 = classes de tamanho 1, 2 e 3.



No NMDS, a estrutura da regeneração natural para as diferentes situações (presença, restrição de acesso ou ausência de animais) diferiu ao longo das classes de tamanho. A ordenação produzida pelo NMDS apresentou valores de estresse de 1,76%, 2,71% e 2,06% para as classes I, II e III, respectivamente, indicando adequabilidade para a interpretação dos diagramas de ordenação. De acordo com as PERMANOVAs, o particionamento estrutural entre os diferentes ambientes foi significativo para a classe I ( $p=0,0011$ ), a classe II ( $p=0,0078$ ) e a classe III ( $p=0,0096$ ).

Para a classe I, houve segregação entre os grupos S e N ( $p=0,0129$ ) e entre os grupos N e H ( $p=0,001$ ), não havendo diferença entre os grupos S e H (figura 2, classe I). Na classe II, verificou-se diferença estatística entre os grupos S e N ( $p=0,0042$ ), não havendo distinção entre o grupo H com S e H com N (figura 2, classe II). Para a classe III, também houve diferença estatística apenas entre os grupos S e N ( $p=0,008$ ) (figura 2, classe III).



**Figura 2** – Escalonamento Multidimensional Não Métrico. Legenda: S – grupo formado por parcelas (\*) com ocorrência de animais domésticos de grande porte no interior dos fragmentos florestais amostrados; H – grupo formado por parcelas (x) onde havia restrição recente da circulação de animais domésticos no interior dos fragmentos; N – grupo formado por parcelas (▲) em locais onde não havia circulação de animais. Fonte: Primária.

Por meio da análise gráfica dos diagramas de ordenação (figura 2), é possível verificar o efeito da presença de animais nas três classes de altura observadas, representando não apenas o impacto imediato sobre os indivíduos regenerantes das menores classes, visto que as situações S e H divergem estatisticamente da situação N (figura 2, classe I), mas também o efeito a longo prazo na desestruturação da comunidade (figura 2, classe III), uma vez que em áreas submetidas à presença de animais (S) por um longo período de tempo ocorrem alterações estruturais sobre as maiores classes de altura.

## DISCUSSÃO

A riqueza de espécies observada e estimada pelo Chao1 indicou que foram amostradas 87,6%, 90,1% e 90,5% da riqueza total para as classes I, II e III, respectivamente. Esse resultado demonstra um esforço amostral satisfatório para representar a riqueza de espécies nas diferentes classes para os fragmentos analisados.

A riqueza encontrada no presente estudo assemelha-se à de outros levantamentos realizados em floresta ombrófila mista (HIGUCHI *et al.*, 2015; MAÇANEIRO *et al.*, 2016; FELITTO *et al.*, 2017) e também se situa em patamar mais elevado que o de outros estudos em FOM (CALDATO *et al.*, 1996; CORDEIRO & RODRIGUES, 2007; LIMA *et al.*, 2013; TEO *et al.*, 2014; MAZON *et al.*, 2019; TURMINA *et al.*, 2020). Possivelmente esse valor de riqueza esteja associado ao elevado esforço amostral, como verificado por Narvaes *et al.* (2005), relacionado à amostragem de diferentes fragmentos (VEFAGO *et al.*, 2019), os quais estão submetidos a diferentes condições, como o efeito do tamanho do fragmento, dos corredores ecológicos, do fluxo gênico, do grau de preservação/antropização, o efeito de borda, a disponibilidade de propágulos ao seu entorno, o momento temporal do desenvolvimento

sucessional, entre outros aspectos, que aumentam o espectro de possibilidades de amostragem de novas espécies.

As famílias botânicas Myrtaceae, Salicaceae, Sapindaceae e Lauraceae também foram encontradas em outros estudos em FOM (CALDATO *et al.*, 1996; FIORENTIN *et al.*, 2015; HIGUCHI *et al.*, 2015; MAÇANEIRO *et al.*, 2016; MAZON *et al.*, 2019), reiterando a dominância de riqueza para famílias típicas desse ecossistema (LIMA *et al.*, 2013), que se destacam em praticamente todos os estádios ontogênicos em levantamentos em FOM (SANTOS *et al.*, 2018).

Muito embora o índice de Shannon seja sensível à intensidade amostral, enviesando comparações tanto entre as classes de tamanho como entre diferentes estudos, os índices obtidos para as áreas sem a presença de animais ( $H'$  classe I = 3,74;  $H'$  classe II = 3,71;  $H'$  classe III = 3,06) foram considerados elevados em comparação com outros estudos em FOM (NARVAES *et al.*, 2005; FIORENTIN *et al.*, 2015), mostrando um decréscimo entre as classes I a III, em decorrência do aumento do tamanho dos regenerantes, em virtude da relação entre entrada e saída de indivíduos de diferentes espécies no sistema, em que muitos indivíduos germinam, porém nem todos encontram condições para chegar às maiores classes de tamanho, por conta das altas taxas de mortalidade ocasionadas por eventos bióticos (competição, predação, herbivoria) e abióticos (estresse ambiental) (WHITMORE, 1989). Esses valores, associados aos valores de Simpson e equabilidade de Pielou, demonstram elevada diversidade e baixa dominância, indicando uma maior equidade na distribuição de indivíduos dentro das espécies.

Por outro lado, o índice de Shannon calculado para as áreas com presença de animais apresentou baixos valores ( $H'$  classe I = 2,02;  $H'$  classe II = 1,63;  $H'$  classe III = 2,16), com um efeito antagônico ao esperado para condições naturais na classe III, pois foi observado um aumento da diversidade, enquanto havia efeito do pastoreio nas menores classes. Fiorentin *et al.* (2015) também verificaram redução da diversidade em locais com presença de gado ( $H' = 2,99$ ), em relação às áreas sem a presença destes ( $H' = 3,13$ ).

Da mesma forma, os índices de Shannon calculados para as áreas com restrição recente do acesso dos animais mostraram um efeito positivo sobre a diversidade, sugerindo que, por meio do isolamento das áreas, houve um aumento da diversidade para as classes I e II, com  $H' = 2,48$  e  $2,55$ , respectivamente, em comparação com as áreas com presença de animais.

Os índices de Simpson calculados para os diferentes cenários, assim como para as diferentes classes, demonstram o efeito gerado pela dominância de poucas espécies, na medida em que se aumentam os efeitos da presença de animais na área. De forma sincrônica, os valores do índice de equabilidade de Pielou indicaram desuniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies e predominância de dominância ecológica, principalmente nas áreas onde havia animais e, de forma mais acentuada, nas áreas onde eles ainda estão presentes.

A maior representatividade de indivíduos de espécies classificadas como secundárias iniciais, com tolerância intermediária à sombra (GANDOLFI, 2000), já era esperada, em decorrência dos históricos de uso das áreas, variando desde a extração seletiva de madeira até a soltura de animais de pastoreio. Maçaneiro *et al.* (2016), avaliando a regeneração natural da RPPN Emílio Einsfeld Filho, a qual foi alvo de exploração madeireira até 1985, também notaram que espécies exigentes em luz foram as mais expressivas, evidenciando fatores históricos como o uso anterior da área ou, ainda, pela ação antrópica relacionada aos efeitos de borda na floresta.

Diferentemente dos resultados obtidos por Araújo (2010) e por Téo *et al.* (2014), houve redução da densidade absoluta das áreas sem animais para as áreas com animais, variando de 21.176 ind. ha<sup>-1</sup> para 3.334 ind. ha<sup>-1</sup>, o que representa uma redução de aproximadamente 85% do número de indivíduos totais estimados por hectare.

O número de indivíduos amostrados nas diferentes classes de altura para as áreas sem a presença de animais demonstra uma distribuição em “J-invertido”, típico de florestas naturais. Essa curva representa o equilíbrio dinâmico da floresta que está se autorregenerando, considerando que a maior parte dos indivíduos se concentra nas menores classes de altura, diminuindo progressivamente até atingir menor proporção nas maiores classes (NARVAES *et al.*, 2005). No entanto, para as áreas com a presença de animais domésticos de grande porte, é possível verificar um drástico achatamento dessa curva, demonstrando a resistência de tais áreas na capacidade de reposição de

novos indivíduos em classes de alturas superiores, em consequência da permanência dos animais na área.

De acordo com Higuchi *et al.* (2015), a redução da densidade entre as classes de tamanho é efeito de um forte gargalo demográfico, definido por meio de filtros ambientais ou, como no presente estudo, por causa de fatores relacionados às interações ecológicas existentes, como a herbivoria e a predação, promovidas por animais domésticos de grande porte.

Espécies como *A. edulis*, *N. grandiflora*, *C. decandra* e *M. elaeagnoides*, observadas no presente estudo com os maiores valores de regeneração natural relativos, também foram encontradas em outros levantamentos em FOM entre as espécies com maiores valores de regeneração natural (CORDEIRO & RODRIGUES, 2007; LIMA *et al.*, 2013; TÉO *et al.*, 2014; FELITTO *et al.*, 2017; MAZON *et al.*, 2019; VEFAGO *et al.*, 2019). De acordo com Maçaneiro *et al.* (2016), tais espécies são consideradas generalistas por apresentarem alta plasticidade em ocupar diferentes condições ambientais, ocorrendo desde florestas degradadas ou que sofreram perturbações antrópicas recentes até florestas em estágios mais avançados da sucessão.

*Curitiba prismatica* foi a espécie que se destacou nos fragmentos com presença e nos fragmentos com restrição recente do acesso de animais, principalmente pela alta densidade que se manteve constante ao longo das três classes de tamanho. Muito embora a espécie apresente distribuição restrita no primeiro e no segundo planalto do Paraná e no planalto norte de Santa Catarina (750-950 m de altitude), sendo neste último muito rara, a espécie coloniza facilmente áreas degradadas, frequentemente formando populações densas no sub-bosque da FOM, principalmente em locais com vegetação mais esparsa (típico de faxinais), e também em áreas campestres (SALYWON & LANDRUM, 2007; LORENZI, 2014).

Para os estudos de regeneração natural em área de FOM com possibilidade de ocorrência natural de *Curitiba prismatica* no estado do Paraná, como os de Lima *et al.* (2013) no município de Fernandes Pinheiro, Felitto *et al.* (2017) na cidade de Fazenda Rio Grande e Mazon *et al.* (2019) no município de Turvo, não foi observada a presença dessa espécie. Para estudos localizados na porção norte de Santa Catarina, como os de Caldato *et al.* (1996), Téio *et al.* (2014) e Fiorentin *et al.* (2015), todos realizados no município de Caçador, também não se verificou a presença da espécie. Por outro lado, Albuquerque (2016), avaliando quatro diferentes áreas caracterizadas como Sistema Faxinal, todas no município de Rebouças, Paraná, encontrou os maiores valores de importância para *Curitiba prismatica* em todas as áreas: Faxinal Marmeleiro de Baixo (58,5% de valor de importância – VI), Faxinal Marmeleiro de Cima (31,6% de VI), Faxinal Barro Branco (48,1% de VI) e Faxinal do Salto (43,6% de VI).

Ainda, Albuquerque *et al.* (2011), ao avaliar o componente arbóreo no Faxinal Marmeleiro de Baixo, município de Rebouças, Paraná, verificaram que a espécie *Curitiba prismatica* apresentou o maior valor de importância para a comunidade. No mesmo município, também em Sistema Faxinal, Watzlawick *et al.* (2011) constataram a segunda posição para *Curitiba prismatica* ao analisar o componente arbóreo.

De acordo com o exposto, sugere-se que a conservação dos fragmentos por meio do isolamento de animais domésticos não necessariamente beneficiaria a espécie, visto que ela se promove por meio de distúrbios na floresta. Além disso, observa-se uma simbiose entre o tradicional Sistema Faxinal e a capacidade de aumento populacional da espécie, em que ambas as ocorrências, seja do sistema ou da espécie, apresentam um forte endemismo.

Em estudo de invasão biológica realizado em fragmentos florestais na região do Alto Uruguai, Lazzarin *et al.* (2015) concluíram que *H. dulcis* é uma importante espécie invasora da floresta ombrófila mista em ambientes em estágio inicial de sucessão. Assim, essa situação requer atenção especial, pois observações feitas *in loco* mostram a presença maciça de indivíduos dessa espécie localizados no interior de fragmentos florestais na região em estudo.

Os resultados obtidos nesta pesquisa pela ordenação por meio de NMDS e NPMANOVA corroboram os resultados verificados por Turmina *et al.* (2020), que notaram mudanças no padrão florístico estrutural, pelo aumento do número de indivíduos, de riqueza e de diversidade, em área com histórico de uso agrícola e pecuário, submetida ao isolamento para fins de compensação florestal.

Como relatado anteriormente, cada propriedade possui um histórico de uso e variados graus e tipos de perturbação, diferentemente de fragmentos encontrados em áreas de reserva ecológica, parques estaduais, florestas nacionais, em que, teoricamente, os únicos fatores que agem são os ambientais.

Na situação de fragmentos florestais em pequenas propriedades rurais, além dos aspectos ambientais há o “fator antrópico” agindo paulatinamente sobre as florestas. Esse fato não pode ser desconsiderado na criação de políticas públicas que visem conservar e preservar as florestas, principalmente quando se trata de pequenos proprietários rurais, que sobrevivem da agricultura familiar; a floresta que faz parte de suas áreas deve, de alguma forma, ser valorada.

As ações que influenciam diretamente esses ambientes tornam-nos extremamente heterogêneos em termos de composição florística e de estrutura. Tais ambientes, além do mais, são difíceis de monitorar, tornando seu entendimento complexo; assim, o cercamento de uma área, que impede o acesso de animais de pastoreio, pode, por exemplo, ser retirado a qualquer momento. Apesar da dificuldade de estudar essas áreas, o monitoramento é de extrema importância, pois essas florestas secundárias constituem grande parte da atual paisagem florestal na região.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Capes o apoio financeiro para esta pesquisa e aos proprietários rurais a oportunidade de estudar suas florestas.

## REFERÊNCIAS

- Albuquerque, J. M. Regeneração natural de floresta ombrófila mista em Sistema Faxinal no município de Rebouças – PR. Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental. 2016; 33(2): 20-33.
- Albuquerque, J. M., Watzlawick, L. F. & Mesquita, N. S. Efeitos do uso em sistema faxinal na florística e estrutura em duas áreas da floresta ombrófila mista no município de Rebouças, PR. Ciência Florestal. 2011; 21(2): 323-334.
- APG 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. 2016; 181(1): 1-20.  
doi: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- Araújo, A. C. B. Efeito do pastoreio de bovinos sobre a estrutura da mata ciliar do Arroio Espininho em Sant’Ana do Livramento, RS, Brasil. [Dissertação de Mestrado]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2010.
- Atlas geomorfológico do Estado do Paraná. Escala 1:250.000. Modelos reduzidos. Minerais do Paraná. Curitiba: Universidade Federal do Paraná; 2006. 63 p.
- Backes, P & Irgang, B. Árvores do Sul: guia de identificação e interesse ecológico. Porto Alegre: Pallotti; 2002. 325 p.
- Barddal, M. L., Roderjan, C. V., Galvão, F. & Curcio, G. R. Fitossociologia do sub-bosque de uma floresta ombrófila mista aluvial, no município de Araucária, PR. Ciência Florestal. 2004; 14(1): 35-45.  
doi: <https://doi.org/10.5902/198050981779>
- Bett, L. A. & May, D. Regeneração natural de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (Lauraceae) em floresta ombrófila mista, Paraná, Brasil. Ciência Florestal. 2017; 27(2): 707-717.
- Caldato, S. L., Floss, P. A., Da Croce, D. M. & Longhi, S. J. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. Ciência Florestal. 1996; 6(1): 27-38.
- Canalez, G. de G., Dalla Corte, A. P & Sanquetta, C. R. Dinâmica da estrutura da comunidade de Lauráceas no período 1995-2004 em uma floresta de araucária no sul do estado do Paraná, Brasil. Ciência Florestal. 2006; 16(4): 357-367.

- Carpanezi, A. A. & Carpanezi, O. T. B. Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no estado do Paraná, em solos não degradados. Colombo: Embrapa Florestas; 2006. 57 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 136).
- Carvalho, P. E. R. Espécies florestais brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica / Colombo: Embrapa Florestas; 2003. 1.039 p.
- Colwell, R. K. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1. User's guide and application. 2016. [Acesso em: 3 out. 2020]. Disponível em: <http://viceroy.colorado.edu/estimates>.
- Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n.º 004, de 4 de maio de 1994. Sobre orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no estado de Santa Catarina. Brasília; 1994. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/legislacao/MMA>. Acesso em: 5 set. 2020.
- Cordeiro, J. & Rodrigues, W. A. Regeneração natural do componente arbóreo em área de floresta ombrófila mista, Guarapuava, PR. Revista Brasileira de Biociências. 2007; 5(2): 825-827.
- Felitto, G., Lozano, E. D., Canestraro, B. K. & Kersten, R. de A. Riqueza, composição e estrutura da comunidade arbustivo-regenerante em diferentes estágios sucessionais de uma floresta subtropical do Brasil. Hoehnea. 2017; 44(4): 490-504.  
doi: <https://doi.org/10.1590/2236-8906-71/2016>
- Figueiredo Filho, A., Nauiack, C. H. B., Roik, M. & Gomes, G. S. Inventário das florestas nativas em pequenas propriedades rurais na bacia do Rio Imbituvão, Centro-Sul do Paraná. Relatório Técnico. Irati: Universidade Estadual do Centro-Oeste; 2013.
- Finol, H. Nuevos parámetros a considerar-se en el analisis estructural de las selvas virgenes tropicales. Revista Forestal Venezolana. 1971; 14(21): 24-42.
- Florentin, L. D., Téo, S. J., Schneider, C. R., da Costa, R. H. & Batista, S. Análise florística e padrão espacial da regeneração natural em área de floresta ombrófila mista na região de Caçador, SC. Floresta e Ambiente. 2015; 22(1): 60-70.
- Gandolfi, S. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). [Tese de Doutorado]. Campinas: Universidade Estadual de Campinas; 2000.
- Guaratini, M. T. G., Gomes, E. P. C., Tamashiro, J. Y. & Rodrigues, R. R. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, SP. Brazilian Journal of Botany. 2008; 31(2): 323-337.  
doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042008000200015>
- Hammer, Ø., Harper, D., Ryan, P. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica. 2001; 4(1): 1-9.
- Higuchi, P., Silva, A. C., Buzzi, F., Negrini, M., Souza Ferreira, T., Souza, S. T., Santos, K. F. & Vefago, M. B. Fatores determinantes da regeneração natural em um fragmento de floresta com araucária no planalto catarinense. Scientia Forestalis. 2015; 43(106): 251-259.
- Hosokawa, R. T., Moura, J. B. & Cunha, U. S. Introdução ao manejo e economia de florestas. Curitiba: Editora UFPR; 2008. 164 p.
- Hueck, K. As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica. São Paulo: Polígono; 1972. 466 p.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. Rio de Janeiro; 2012. [Acesso em: 3 out. 2020]. Disponível em: <http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf>.
- Kersten, R. A., Borgo, M. & Galvão, F. Floresta ombrófila mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: Eisenlohr, P. V., Felfili, J. M., Melo, M. M. R. F., Andrade, L. A. & Meira Neto, J. A. A. (Ed.). Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Viçosa: Editora UFV; 2015. p. 156-182.

- Klein, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*. 1960; 12(12): 17-44.
- Kozera, C., Dittrich, V. A. O. & Silva, S. M. Composição florística da floresta ombrófila montana do Parque Municipal do Barigui, Curitiba, PR. *Floresta*. 2006; 36(1): 45-58.  
doi: <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v36i1.5965>
- Lazzarin, L. C., Silva, A. C., Higuchi, P., Souza, K., Perin, J. E. & Cruz, A. P. Invasão biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na região do Alto Uruguai, Brasil. *Revista Árvore*. 2015; 39(6): 1007-1017.  
doi: <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000600003>
- Legendre, P. & Legendre, L. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier; 2012. 853 p.
- Lima, R., Nakajima, N. Y., Inoue, M. T. & Sampietro, J. A. Composição florística da regeneração natural em floresta ombrófila mista. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais*. 2013; 11(1): 113-120.  
doi: <http://dx.doi.org/10.7213/academica.10.S01.A013>
- Lorenzi, H. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. v. 2. Nova Odessa: Plantarum; 2014. 384 p.
- Maçaneiro, J. P., Seubert, R. C., Heilmann, A. & Schorn, L. A. Regeneração de uma floresta ombrófila mista no Planalto Catarinense. *Biotemas*. 2016; 29(4): 707-717.  
doi: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n4p31>
- Mazon, J. A., Rodrigues Silva, R. A. & Watzlawick, L. F. Estrutura e composição da regeneração natural em um fragmento de floresta ombrófila mista secundária. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 2019; 39(1): 2-16.
- McCune, B. & Grace, J. B. *Analysis of ecological communities*. Glendeden Beach: MjM; 2002. 304 p.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. *Mata atlântica: manual de adequação ambiental*. Brasília; 2010. [Acesso em: 3 ago. 2020]. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/estruturas/202/\\_arquivos/adequao\\_ambiental\\_publicacao\\_web\\_202.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/adequao_ambiental_publicacao_web_202.pdf).
- Moscovich, F. A. *Dinâmica de crescimento de uma floresta ombrófila mista em Nova Prata, RS*. [Tese de Doutorado]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2006.
- Narvaes, I. S., Brena, D. A. & Longhi, S. J. Estruturas da regeneração natural em floresta ombrófila mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. *Ciência Florestal*. 2005; 15(4): 331-342.  
doi: <https://doi.org/10.5902/198050981871>
- Parizotto, A., Mussio, C. F., Ruiz, E. C. Z., Figueiredo Filho, A. & Dias, A. N. Florística e diversidade da regeneração natural em clareiras em floresta ombrófila mista. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 2019; 39(1): e201801711.  
doi: 10.4336/2019.pfb.39e201801711
- Salywon, A. M. & Landrum, L. R. *Curitiba* (Myrtaceae): a new genus from the planalto of southern Brazil. *Brittonia*. 2007; 59(4): 301-307.  
doi: 10.1663/0007-196X(2007)59[301:CMANGF]2.0.CO;2
- Santos, G. N., Higuchi, P., Silva, A. C., Farias, K. J., Machado, F. D., Duarte, E., Fernandes, C., Vieira, F., Amaral, R. S., Aguiar, V., Walter, F. F., Mores, B. & Reis, M. A. Regeneração natural em uma floresta com araucária: inferências sobre o processo de construção da comunidade de espécies arbóreas. *Ciência Florestal*. 2018; 28(2): 483-494.  
doi: <https://doi.org/10.5902/1980509832029>
- Saueressig, D. *Plantas do Brasil: árvores nativas*. Irati: Plantas do Brasil; 2014. 432 p.
- Sawczuk, A. R. *Floresta ombrófila mista no centro-sul do estado do Paraná*. Irati: Unicentro; 2009. 139 p.
- Schupp, E. W. Annual variation in seedfall, postdispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. *Ecology*. 1990; 71(2): 504-515.  
doi: <https://doi.org/10.2307/1940304>

Serviço Florestal Brasileiro. Inventário Florestal Nacional – principais resultados: Paraná. Brasília: MMA; 2018. [Acesso em: 25 jan. 2020]. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/publicacoes>.

Silva, A. C., Higuchi, P., Aguiar, M. D., Negrini, M., Neto, J. F. & Hess, A. F. Relações florísticas e fitossociologia de uma floresta ombrófila mista montana secundária em Lages, Santa Catarina. *Ciência Florestal*. 2012; 22(1): 193-206. doi: <http://dx.doi.org/10.5902/198050985091>

Souza, C. C., Rosa, A. D., Souza, K., Cruz, A. P., Gonçalves, D. A., Pscheidt, F., Loebens, R., Higuchi, P. & Silva, A. C. Potencial regenerativo de uma floresta ecotonal na região do Alto Uruguai em Santa Catarina. *Ciência Florestal*. 2018; 28(1): 345-356. doi: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509831605>

Téo, S. J., Fiorentin, L. D., Schneider, C. R., Costa, R. H. & Batista, S. Estrutura da regeneração natural sujeita à pecuária extensiva na região de Caçador-SC. *Nativa*. 2014; 2(4): 199-207. doi: [10.31413/nativa.v2i4.1786](https://doi.org/10.31413/nativa.v2i4.1786)

Turmina, E., Kanieski, M. R., Silva, A. C., Higuchi, P., Farias, K. J. & Santos, G. N. Regeneração natural de uma área de floresta ombrófila mista. *Oecologia Australis*. 2020; 24(1): 88-100. doi: <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2401.07>

Vefago, M. B., Silva, A. C., Cuchi, T., Santos, G. N., Silva Nunes, A., Rodrigues Júnior, L. C., Lima, C. L., Gross, A., Vargas Kilca, R. & Higuchi, P. What explains the variation on the regenerative component dynamics of *Araucaria* Forests in Southern Brazil? *Scientia Agricola*. 2019; 76(5): 405-414. doi: <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2017-0304>

Volpato, M. M. L. Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de mata atlântica: uma análise fitossociológica. [Dissertação de Mestrado]. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 1994.

Watzlawick, L. F., Albuquerque, J. M., Redin, C. G., Longhi, R. V. & Longhi, S. J. Estrutura, diversidade e distribuição espacial da vegetação arbórea na floresta ombrófila mista em Sistema Faxinal, Rebouças (PR). *Revista Ambiência*. 2011; 7(3): 415-427. doi: [10.5777/ambiencia.2011.03.01](https://doi.org/10.5777/ambiencia.2011.03.01)

Whitmore, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*. 1989; 70(3): 536-538.

Wrege, M. S., Steinmetz, S., Reisser, J. C. & Almeida, I. R. Atlas climático da Região Sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Colombo: Embrapa Florestas; 2012. 336 p.