

ARTIGO ORIGINAL

Dinâmica demográfica de florestas nebulares sob diferentes condições sucessionais e de impacto de gado por pastoreio bovino no Planalto Sul Catarinense**Demographic dynamics of cloud forests under different successional conditions and cattle grazing impact on the Southern Plateau of Santa Catarina State**Talissa Magno Mendoza¹ , Ana Carolina da Silva¹ , Felipe Domingos Machado¹ , Daniele Martins¹ , Giovana Reali Stuani¹ , Pedro Higuchi* ¹Departamento de Engenharia Florestal, Centro de Ciências Agroveterinárias – CAV, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Lages, SC, BrasilINFORMAÇÕES DO
ARTIGO

Fonte de financiamento: FAPESC (Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina); PAP/FAPESC/UDESC; CNPq.
 Conflito de interesse: Nada a declarar.
 *Autor correspondente: higuchip@gmail.com
 Recebido: 16 março 2024.
 Aceito: 28 maio 2025.
 Editor: Alexandre de Vicente Ferraz.

Como citar: Mendoza, T. M., Silva, A. C., Machado, F. D., Martins, D., Stuani, G. R., & Higuchi, P. (2025). Dinâmica demográfica de florestas nebulares sob diferentes condições sucessionais e de impacto de gado por pastoreio bovino no Planalto Sul Catarinense. *Scientia Forestalis*, 53, e4080. <https://doi.org/10.18671/scifor.v53.04>

RESUMO

Objetivou-se avaliar a dinâmica de florestas nebulares localizadas em Urubici, no Planalto Sul Catarinense, sujeitas a impactos antrópicos. Foram investigados cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana, um localizado em área particular (sujeita a impacto de gado recente) e quatro localizados no Parque Nacional (PARNA) de São Joaquim (sem impacto de gado recente, mas com distintos estágios sucessionais). Essas áreas, inventariadas em anos anteriores (2015 e 2016/2017) em parcelas permanentes, foram reavaliadas para os estudos da dinâmica florestal. Todas as árvores dentro das unidades amostrais com DAP (diâmetro a altura do peito, medido a 1,30 m do solo) maior ou igual a 5 cm foram remeidas (DAP), as árvores mortas foram contabilizadas e as árvores recrutadas (aquelas que atingiram o nível de inclusão de 5 cm de DAP) foram medidas, plaqueteadas e identificadas. Foram determinadas as taxas de recrutamento, mortalidade, ganho e perda em área basal, mudanças líquidas e rotatividades. As áreas não impactadas pela presença de gado apresentaram as maiores taxas de recrutamento e ganho em área basal. A área impactada apresentou resultados contrários, com taxas de mudança líquida negativa em número de indivíduos e em área basal, indicando um processo de desestruturação da floresta. Nas áreas não impactadas pela presença recente de gado, percebeu-se que, em resposta aos diferentes estágios sucessionais das áreas, houve variação nas taxas de dinâmica florestal. Conclui-se que a heterogeneidade associada a distúrbios de natureza antrópica (presença de gado e estágio sucessional) nas florestas nebulares estudadas tem influência significativa nos padrões de dinâmica observados.

Keywords: Forest dynamics; Monitoring; Anthropic impact.

ABSTRACT

We aimed to evaluate the dynamics of cloud forests in Urubici, in the Sul Catarinense Plateau, exposed to anthropic impacts. Five fragments of Upper Montane Araucaria Forest were investigated, one located in a private area (subject to recent livestock impact) and four located in the São Joaquim National Park (PARNA) (without recent livestock impact but with distinct successional stages). These areas, previously inventoried in 2015 and 2016/2017 in permanent plots, were re-evaluated for the forest dynamics studies. All trees within the sampling units with DBH (diameter at breast height, measured at 1.30 m from the ground) greater than or equal to 5 cm were remeasured (DBH), dead trees were counted, and recruited trees (those that reached the inclusion level of 5 cm DBH) were measured, tagged, and identified. Rates of recruitment, mortality, gain and loss in basal area, net change, and turnover were determined. Areas with no recent cattle impact showed the highest rates of recruitment and basal area gain. The area with cattle impact showed opposite results, with negative net change rates in the number of individuals and basal area, indicating a process of forest de-structuring. In the areas with no cattle impact, we noticed that, as a response to the forest's different successional stages, there were variations in the forest dynamics rates. We conclude that the heterogeneity associated with anthropogenic disturbances (presence of cattle and successional stage) in the studied cloud forests significantly influences the observed dynamic patterns.

Palavras-chave: Dinâmica florestal; Monitoramento; Impacto antrópico.



1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um país mega diverso, porém, a degradação de seus ecossistemas naturais, principalmente pela conversão de terras para expansão agropecuária e, ou, utilização indevida dos recursos florestais, tem provocado uma drástica redução de sua biodiversidade (Lewinsohn & Prado, 2005; Brancalion et al., 2016). Em grande parte, a perda de espécies tem ocorrido devido a distúrbios antrópicos, tais como o desmatamento e a degradação de habitats naturais, provocados pelo pastoreio de gado, sendo esses processos considerados um dos principais fatores causadores de extinção local e de alteração da composição florístico-estrutural em remanescentes florestais, em função de efeitos deletérios provocados pelo isolamento, efeito de borda e redução das áreas de habitats (Haddad et al., 2015; Li & Jiang, 2021).

A Floresta Atlântica ocupa cerca de 12% do território nacional, distribuídos em 17 estados brasileiros, possuindo uma rica biodiversidade, com aproximadamente 20 mil espécies vegetais, algumas endêmicas e outras sob risco de extinção (Brasil, 2016). Entretanto, nas últimas décadas, acentuou-se a sua destruição, alterando severamente os ecossistemas desta região, sendo a mesma considerada um dos *hotspots* globais para a conservação da biodiversidade (Myers et al., 2000; Lima et al., 2024). Na porção subtropical da Floresta Atlântica, em áreas de maior altitude, associadas às cristas da Serra do Mar e da Serra Geral, observa-se a ocorrência de formações nebulares. Devido a aspectos ecológicos relacionados ao piso altitudinal que se encontram, como, por exemplo, a presença constante de nuvens, as florestas nebulares podem ser consideradas como altamente sensíveis aos eventuais impactos da mudança climática (Ponce-Reyes et al., 2012). Como destacado por Santos et al. (2023), áreas altomontanas no sul do Brasil são prioritárias para conservação, a fim de assegurar a manutenção de refúgios climáticos para espécies arbóreas de grande relevância ecológica.

Estudos recentes em Floresta Ombrófila Mista (FOM) Alto-Montana, com influência nebular, têm evidenciado comunidades de espécies arbóreas caracterizadas por baixa diversidade relativa, em função de filtros ambientais existentes (e.g., baixas temperaturas), e um elevado endemismo (Duarte et al., 2018; Sühs et al., 2019). Quando comparado com a Floresta Ombrófila Mista Montana, situada em pisos altitudinais inferiores e sem influência nebular, destaca-se, por exemplo, a baixa expressividade de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, a elevada riqueza e abundância do gênero *Myrceugenia* (Myrtaceae) e alta representatividade de *Drimys angustifolia* Miers (Duarte et al., 2018; Sühs et al., 2019). Em particular, na Serra Geral, observa-se também a presença marcante de *Crinodendron brasiliense* Reitz & L.B.Sm. (Elaeocarpaceae), que é uma espécie endêmica, ainda pouco conhecida pela ciência (Duarte et al., 2018; Sühs et al., 2019). Esses resultados são corroborados por Kilca et al. (2020), que identificaram características semelhantes em áreas de influência nebular, destacando especialmente a baixa diversidade relativa, o alto grau de especialização das espécies e a importância das condições microclimáticas locais na estruturação dessas comunidades florestais. Além disso, Kilca et al. (2020) apontam que o pastoreio, frequentemente observado nessas áreas, pode agravar os impactos ambientais, resultando em alterações adicionais na estrutura e na composição florística dessas comunidades.

Apesar de desempenharem importantes serviços ecossistêmicos (e.g., proteção dos solos e de nascentes de importantes rios, como, na região do Planalto Sul Catarinense, o Rio Pelotas e o Rio Canoas), estas florestas nebulares apresentam um histórico de degradação análogo ao que tem ocorrido nas demais áreas de Floresta Atlântica, cujos impactos ainda precisam ser mais bem compreendidos. Os efeitos da intensa exploração madeireira, ocorrida sobretudo entre as décadas de 1950 e 1970, são observados nos diferentes estágios sucessionais

dos remanescentes florestais, que sofrem ainda hoje os impactos do livre acesso de bovinos, cujo pisoteio acarreta na compactação do solo e no aumento da mortalidade de plântulas, impondo barreiras ao estabelecimento de novos indivíduos; além da herbivoria de plantas jovens, resultante da alimentação desses animais, impactando a dinâmica sucessional desses fragmentos florestais nebulares (Téo et al., 2014; Stedille et al., 2019; Stuaní et al., 2021).

Neste contexto, estudos sobre a dinâmica florestal podem assumir grande relevância, uma vez que podem iluminar a nossa compreensão sobre a resistência e a resiliência de comunidades de espécies arbóreas frente a pressões antrópicas. Assim, o objetivo deste estudo foi conhecer a dinâmica de florestas nebulares no Planalto Sul Catarinense e analisar a influência antrópica do pastoreio bovino sobre as taxas demográficas destas florestas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Foram estudados cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012), com influência nebular, localizados no município de Urubici, Santa Catarina. A vegetação desta região é formada por um mosaico de campos e florestas nebulares. A região possui clima Cfb (subtropical úmido com temperaturas amenas no verão), de acordo com a classificação de Köppen. Com base de dados do Wordclim (Hijmans et al., 2005), para o período de 1950 a 2000, a precipitação média anual foi de 1.753 mm, com chuvas bem distribuídas durante o ano, e a temperatura média anual foi de 12,7 °C, com ocorrência de geadas e neve no inverno. O relevo varia de suave a fortemente ondulado, e os solos predominantes são os Neossolos e Cambissolos.

Dos cinco remanescentes florestais estudados, quatro estão localizados no Parque Nacional de São Joaquim (PARNA São Joaquim – Área 1, Área 2, Área 3 e Área 4), em trechos do município de Urubici, e um fragmento florestal (Área 5) está localizado em uma fazenda particular, no mesmo município (Tabela 1).

As quatro áreas inventariadas no PARNA apresentam características representativas da região, contemplando um mosaico vegetacional, composto por fragmentos de Floresta Ombrófila Mista (FOM) Alto-Montana inseridos em uma matriz de vegetação aberta (campos subtropicais de altitude do Sul do Brasil). Todas as quatro áreas de vegetação aberta passaram por impactos antrópicos no passado e foram utilizadas para a criação de gado, sendo desapropriadas entre 2007 e 2008, e incorporadas ao PARNA São Joaquim (Duarte et al., 2021). A Área 2 (A2), em sucessão inicial, é dominada por espécies pioneiras (e.g. *Mimosa scabrella* Benth.), com indícios de substituição por secundárias (e.g., *Drimys angustifolia*, *Araucaria angustifolia*) (Duarte et al., 2021). A Área 3 (A3), no entanto, por estar próxima da borda do PARNA e de propriedades rurais, tem sido frequentemente impactada pela ocorrência de fogo, que invade o Parque a partir de propriedades rurais vizinhas. Na Área 5 (A5), floresta particular com 346 ha, apresenta-se sob constante impacto, em razão do livre acesso do gado criado na propriedade à área. Apesar disso, a floresta da área particular se encontra bem estruturada, podendo ser classificada como de estágio sucessional avançado (Tabela 1) (Silva et al., 2017). A classificação do estágio sucessional das áreas do PARNA deu-se a partir de informações da equipe gestora do Parque, de características fisionômicas observadas em campo e dados florístico-estruturais obtidos a partir de estudos prévios (e.g. Duarte et al., 2018).

As parcelas do PARNA foram previamente inventariadas em 2016 (Áreas 1, 2 e 3) e em 2017 (Área 4), por Duarte et al. (2018). Para isso, foi alocada uma transecção, por área, com 20 m de largura por 100 m de comprimento, subdivididas em parcelas de 10 m x 10 m. Em cada área, as transecções foram alocadas perpendicularmente à borda

Tabela 1. Fragmentos florestais nebulares estudados, impactados e não impactados pela criação de gado, Urubici, Santa Catarina.

	Sem impacto – PARNA São Joaquim				Com impacto – Fazenda Particular
	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4	Área 5
Latitude (S)	28°05'44"	28°04'55"	28°09'47"	28°08'37"	28°04'27"
Longitude (O)	49°30'14"	49°30'42"	49°36'46"	49°38'08"	49°37'30"
Altitude (m)	1.628	1.356	1.660	1.350	1.600
Estágio sucessional	avanzado	inicial	avanzado	inicial/ intermediário	avanzado
Inventário inicial	2016	2016	2016	2017	2015
Último inventário	2020	2020	2020	2020	2019

do fragmento, com sua extensão cobrindo a área do fragmento. Dentro das parcelas, foram inventariados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP) \geq 5 cm.

Em 2020, seguindo a mesma metodologia dos inventários anteriores, todos os indivíduos que atingiram o critério de inclusão (DAP \geq 5 cm) foram incorporados ao levantamento. Os indivíduos mortos foram contabilizados e os sobreviventes foram mensurados novamente. As famílias botânicas foram classificadas de acordo com o sistema APG IV (Angiosperm Phylogeny Group, 2016).

O primeiro inventário florestal da Área 5 ocorreu em 2011, por Marcon et al. (2014), que estabeleceu 25 unidades amostrais (parcelas) de 20 m x 20 m, alocadas de forma sistemática, distanciadas 10 m entre si, seguindo o mesmo critério de inclusão do componente arbóreo (DAP \geq 5 cm). Indivíduos com troncos múltiplos foram medidos quando a raiz da soma dos quadrados dos DAP's foi maior do que 5 cm.

Em 2015 e 2019, foram realizados o segundo e terceiro inventários, por Santos et al. (2021) e Stuardi et al. (2021), respectivamente, seguindo-se os mesmos critérios de inclusão de novos indivíduos, contabilização de indivíduos mortos e nova mensuração dos demais indivíduos. Neste estudo, foram utilizados os dados de dinâmica do período 2015-2019, a fim de compará-los com a dinâmica das áreas do PARNA.

Foram determinadas as taxas demográficas de recrutamento, mortalidade, mudança líquida e rotatividade, em número de indivíduos; e de ganho, perda, mudança líquida e rotatividade, em área basal, para cada área e para o conjunto das áreas sem e com impacto, nos períodos de 2016-2020 (Áreas 1, 2 e 4), 2017-2010 (Área 4) e 2015-2019 (Área 5). As taxas de recrutamento, mortalidade, ganho e perda em área basal foram obtidas pelos modelos algébricos (Primack et al., 1985; Sheil & May, 1996).

$$M = \left\{ 1 - \left[\frac{(N_o - m)}{N_o} \right]^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100,$$

$$R = \left[1 - \left(1 - \frac{r}{N_t} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \times 100,$$

$$P = \left\{ 1 - \left[\frac{(BA_o - BA_m + BA_d)}{BA_o} \right]^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100, e$$

$$G = \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{BA_r + BA_g}{BA_t} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \right\} \times 100$$

Em que: M = taxa de mortalidade anual, em %ano⁻¹; R = taxa de recrutamento anual, em %ano⁻¹; P = taxa de perda em área basal anual, em %ano⁻¹; G = taxa de ganho em área basal anual, em %ano⁻¹; t = intervalo de tempo entre inventários; No = número inicial de árvores; Nt = número final de árvores depois de t; m = número de árvores mortas; r = número de árvores recrutadas; BA_o = área basal inicial, em m²; BA_t = área basal final depois de t, em m²; BA_m = área basal das árvores mortas, em m²; BA_d = perda em área basal (redução diamétrica e perda parcial de troncos), em m²; AB_r = área basal de árvores recrutadas, em m²; BA_g = ganho em área basal (crescimento das árvores sobreviventes), em m².

A taxa média anual de rotatividade em número de indivíduos foi obtida por meio da média das taxas de mortalidade e de recrutamento. A taxa média anual de rotatividade em área basal, foi calculada pela média da taxa de perda e de ganho em área basal (Korning & Balslev, 1994; Oliveira Filho et al., 1997). As taxas de mudança líquida para o número de indivíduos (Chn) e para a área basal (Chab) foram obtidas pelas equações, conforme Korning & Balslev (1994) e Oliveira-Filho et al. (1997).

$$Chn = \left[\left(\frac{N_t}{N_o} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right] \times 100,$$

$$Chab = \left[\left(\frac{BA_t}{BA_o} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right] \times 100$$

Em que: Chn = taxa de mudança líquida para o número de indivíduos em %ano⁻¹; t = intervalo de tempo entre os inventários; No = número inicial de árvores; Nt = número final de árvores depois de t; Chab = taxa de mudança líquida da área basal em %ano⁻¹; AB_o = área basal inicial (m²/ha); AB_t = área basal final depois de t (m²/ha).

As parcelas da área impactada e das áreas sem impacto foram ordenadas por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA), considerando-se como variáveis as taxas de dinâmica. Para isso, foi verificada a multicolinearidade das variáveis, por meio do Fator de Inflação da Variância (VIF), sendo removidas as taxas com VIF > 10. Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação estatística R (R Development Core Team, 2013), sendo as taxas demográficas determinadas por meio da função *forest.din* (Higuchi, 2017). Foi realizado o teste de Shapiro-Wilk, para testar a normalidade dos dados. Como os mesmos não apresentaram distribuição normal, a comparação entre as diferentes áreas foi realizada por meio do teste Kruskal-Wallis (Hollander & Wolfe, 1973), seguido de comparações múltiplas aos pares, por meio do teste de Mann-Whitney, com correção de Benjamini, Hochberg. Para a comparação entre áreas com e sem impacto foram aplicados testes de Mann-Whitney (Hollander & Wolfe, 1973).

3. RESULTADOS

Na área impactada, foram contabilizadas, em 2015, 1.601 árvores vivas; e, no último inventário (2019), somente 1.442 indivíduos (Tabela 2). A elevada taxa de mortalidade ($3,57\%.\text{ano}^{-1}$), em conjunto com o reduzido recrutamento ($0,61\%.\text{ano}^{-1}$), resultou em uma mudança líquida negativa em número de indivíduos, $-2,96\%.\text{ano}^{-1}$. A área basal acompanhou o padrão de perdas. No primeiro inventário, foram mensurados $44,21\text{ m}^2$ de área basal e, no segundo, $42,07\text{ m}^2$, resultando em uma mudança líquida negativa de $-1,59\%.\text{ano}^{-1}$.

No conjunto dos quatro fragmentos florestais do PARNA São Joaquim (sem impacto), foram observadas, nos primeiros inventários, 1.277 árvores vivas em contraponto aos 1.272 indivíduos do segundo inventário. A taxa de mortalidade foi de $3,01\%.\text{ano}^{-1}$ e a taxa de recrutamento $2,94\%.\text{ano}^{-1}$, resultando em uma taxa de mudança líquida em número de indivíduos (MLNI) praticamente estável ($\text{MLNI} = -0,03\%.\text{ano}^{-1}$). Em área basal, foram observados ganhos, ou seja, a área basal inicial foi

de $27,50\text{ m}^2$ e a final de $28,42\text{ m}^2$, com mudança líquida em área basal positiva ($\text{MLAB} = 2,07\%.\text{ano}^{-1}$).

Em relação à rotatividade, o conjunto de áreas sem impacto apresentou maiores taxas ($2,98\%.\text{ano}^{-1}$ e $4,23\%.\text{ano}^{-1}$, para número de indivíduos e área basal, respectivamente) quando comparado à área impactada ($2,09\%.\text{ano}^{-1}$ e $3,10\%.\text{ano}^{-1}$).

Quando as taxas dos fragmentos florestais nebulares no PARNA São Joaquim são analisadas de forma individual (Tabela 3), observam-se padrões distintos de dinâmica. As Áreas 1 (A1) e 4 (A4) apresentaram ganhos líquidos em número de indivíduos e em área basal, indicando que esses fragmentos de florestas nebulares estavam em fase de estruturação. A Área 2 (A2) apresentou perda em número de indivíduos, porém, com elevada mudança líquida (ML) positiva em área basal ($\text{MLAB} = 7,08\%.\text{ano}^{-1}$), o que indica o crescimento dos sobreviventes, a partir da redução da competição por meio da saída do sistema de indivíduos mortos. A Área 3, por outro lado, foi caracterizada como em fase de desestruturação, com mudança líquida negativa tanto em

Tabela 2. Valores absolutos e por hectare (entre parênteses) do número de indivíduos e da área basal e valores médios das taxas demográficas do componente arbóreo na área particular (impactada) e no conjunto das quatro áreas do PARNA São Joaquim (não impactadas), em Urubici, Santa Catarina. Em que *p* representa a significância estatística para as diferenças dos valores médios das taxas demográficas conforme teste de Mann-Whitney.

	Impactada	Não Impactada	<i>p</i>
Número de árvores (N) inicial	1.601 (1.601 ind./ha)	1.277 (1.596 ind./ha)	
Taxa de mortalidade ($\%.\text{ano}^{-1}$)	3,57	3,01	0,882
Taxa de recrutamento ($\%.\text{ano}^{-1}$)	0,61	2,94	< 0,05
Taxa de mudança líquida em N ($\%.\text{ano}^{-1}$)	-2,96	-0,03	< 0,05
Tx. de rotatividade em N ($\%.\text{ano}^{-1}$)	2,09	2,98	< 0,05
N final	1.442 (1.442 ind./ha)	1.272 (1.590 ind./ha)	
Área basal (AB) inicial (m^2)	44,21 (44,21 m^2/ha)	27,50 (34,38 m^2/ha)	
Taxa de perda em AB ($\%.\text{ano}^{-1}$)	3,87	3,33	0,963
Taxa de ganho em AB ($\%.\text{ano}^{-1}$)	2,32	5,14	< 0,05
Taxa mudança líquida em AB ($\%.\text{ano}^{-1}$)	-1,59	2,07	< 0,05
Taxa de rotatividade em AB ($\%.\text{ano}^{-1}$)	3,10	4,23	0,054
AB final (m^2)	42,07 (42,07 m^2/ha)	28,42 (35,53 m^2/ha)	

Tabela 3. Valores absolutos do número de indivíduos e da área basal e valores médios para taxas demográficas do componente arbóreo em diferentes áreas do PARNA São Joaquim, em Urubici, Santa Catarina. Letras distintas nas linhas representam diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$), para os valores de mediana de taxas demográficas, conforme teste de comparações múltiplas por Mann-Whitney, com correção de Benjamini, Hochberg.

	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
Número de árvores (N) inicial	385	198	333	361
Taxa de mortalidade ($\%.\text{ano}^{-1}$)	2,14 ^a	6,14 ^b	2,34 ^a	1,44 ^a
Taxa de recrutamento ($\%.\text{ano}^{-1}$)	2,33 ^a	4,59 ^a	1,78 ^a	3,08 ^a
Taxa de mudança líquida em N ($\%.\text{ano}^{-1}$)	0,21 ^a	-1,51 ^a	-0,57 ^a	1,74 ^a
Taxa de rotatividade em N ($\%.\text{ano}^{-1}$)	2,23 ^a	5,36 ^b	2,06 ^a	2,26 ^a
N Final (ind)	387	181	326	378
Área basal (AB) inicial (m^2)	8,67	2,70	8,34	7,79
Taxa de perda em AB ($\%.\text{ano}^{-1}$)	1,88 ^a	4,94 ^b	4,97 ^{ab}	1,53 ^a
Taxa de ganho em AB ($\%.\text{ano}^{-1}$)	2,85 ^a	11,05 ^c	2,63 ^a	4,01 ^b
Taxa mudança líquida em AB ($\%.\text{ano}^{-1}$)	1,01 ^{ab}	7,08 ^c	-2,40 ^a	2,59 ^b
Taxa de rotatividade em AB ($\%.\text{ano}^{-1}$)	2,37 ^a	8,00 ^b	3,80 ^a	2,77 ^a
AB final (m^2)	9,08	3,39	7,61	8,34

número de indivíduos (MLNI = $-0,57\% \cdot \text{ano}^{-1}$) quanto em área basal (MLAB = $-2,40\% \cdot \text{ano}^{-1}$).

Na comparação das taxas de dinâmica entre as áreas sem impacto, os resultados apontaram diferenças significativas ($p < 0,05$) nos seguintes casos: i) maiores taxas de mortalidade e de rotatividade tanto em número de indivíduos quanto em área basal para A2; ii) maiores perdas em área basal para A2 e A3; e iii) maiores ganhos em área basal em A2, seguida por A4, o que também refletiu em elevados valores de taxa de mudança líquida positiva em área basal nestas duas áreas.

Na análise de componentes principais (PCA), o Componente 1 (PCA 1) explicou 50,7% da variabilidade dos dados, sendo que as Taxas de Mortalidade (Tx. Mort.) e de Perda em Área Basal (Tx. Perda em AB) tiveram maior influência sobre essa variação (Figura 1a). O Componente 2 (PCA 2) explicou 34,7% da variabilidade dos dados, com maior influência das Taxas de Recrutamento (Tx. Recr.) e ganho em Área Basal (Tx. Ganho em AB).

Quando comparada as áreas impactadas (I) e não impactadas (NI) pela presença de gado bovino na ordenação (Figura 1b), nota-se que os setores comparados só diferiram ao longo do Componente 2 ($p < 0,05$).

As áreas não impactadas (NI), em amarelo, apresentou maiores valores no Componente 2, indicando um padrão de dinâmica caracterizado por maiores taxas de recrutamento e ganho em área basal. Por outro lado, a área impactada (I), em azul, apresentou condições contrárias, com os menores valores no Componente 2, indicando menores taxas de recrutamento e de ganho em área basal. Quanto ao Componente 1, relacionado às taxas de mortalidade e de perda em área basal, não foram observadas diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$). Destaca-se, ainda, a maior variabilidade dos dados (maior dispersão das parcelas) das áreas não impactadas, possivelmente, em razão dos diferentes estágios sucessionais dos fragmentos florestais nebulares estudados no PARNA São Joaquim.

Quando as áreas são consideradas de forma individualizada, nota-se que ocorreram diferenças significativas em ambos os eixos da ordenação ($p < 0,05$) (Figura 1c). No Componente 1, a Área 2 (A2) foi que apresentou os maiores scores, indicando um padrão de dinâmica caracterizado por maiores valores de taxa de mortalidade e de perda em área basal. Nota-se também para A2, para ambos os eixos, a maior dispersão das parcelas, indicando elevada heterogeneidade nas taxas de dinâmica. Esta área encontra-se em fase inicial de sucessão e de

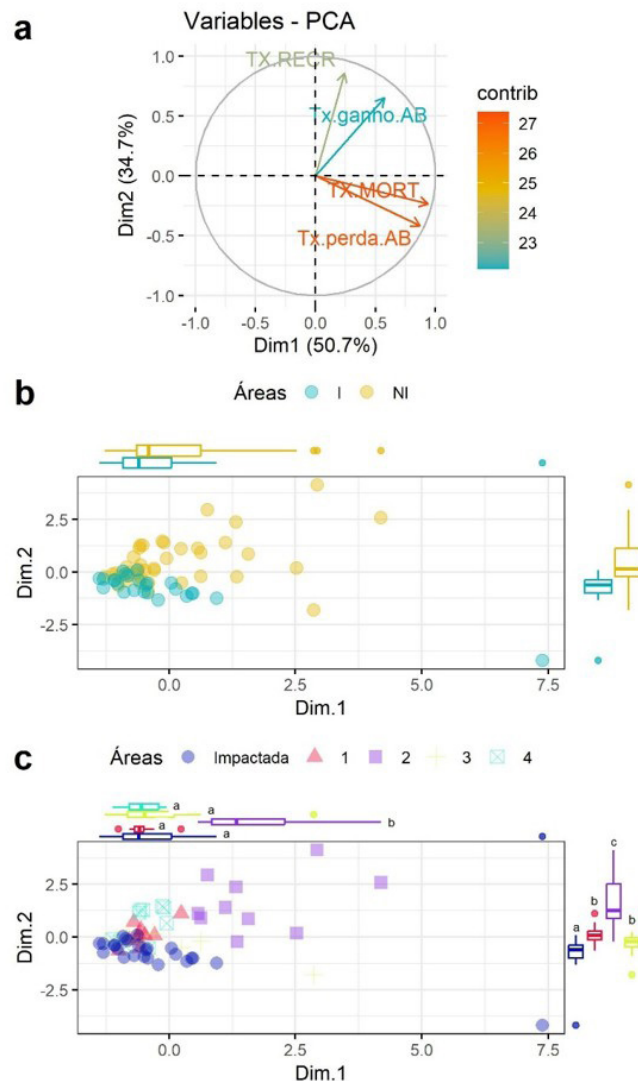


Figura 1. Ordenação de taxas demográficas do componente arbóreo de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana, em Urubici, Santa Catarina, preservadas e impactadas por pastoreio bovino, por meio da Análise de Componentes Principais. a) Vetores indicando as taxas demográficas (TX.RECR – Taxa de recrutamento, TX.MORT – Taxa de mortalidade, Tx.ganho. AB – Taxa de ganho em área basal, Tx.perda. AB – Taxa de perda em área basal), com as respectivas contribuições (%) indicadas no gradiente de cor lateral; b) ordenação das parcelas, considerando a presença (azul) e ausência de impacto por gado (laranja), com *boxplots* indicando as diferenças entre as condições avaliadas; c) ordenação das parcelas das diferentes áreas remanescentes.

dominância ecológica, com o predomínio de *Mimosa scabrella* Benth., espécie de acelerado crescimento, especialmente em seus primeiros anos de vida. No Componente 2, a área impactada (I) se destacou por apresentar os menores scores quando comparada com todas as áreas não impactadas, indicando um padrão de dinâmica caracterizado por baixas taxas recrutamento e ganho em área basal.

4. DISCUSSÃO

Destaca-se a elevada diferença entre as taxas de dinâmica das áreas impactadas e não impactadas pela presença de gado bovino, com estas últimas apresentando maiores valores de recrutamento e ganho em área basal. Portanto, pode-se considerar que as áreas não impactadas pelo gado, de forma geral, apresentam-se em fase de estruturação da floresta, caracterizada pelo incremento em número de indivíduos e em área basal. Padrão contrário foi observado para a área impactada, cuja taxa de recrutamento foi muito baixa, indicando que as árvores senescentes não estariam sendo substituídas por árvores recruta, o que foi corroborado pela redução em área basal. Pode-se considerar que florestas com tais características (baixas taxas de recrutamento e perda em área basal) estão em declínio (Machado & Oliveira-Filho, 2010).

Além dos processos de degradação pelos quais as FOM's passaram, com cortes seletivos, entre outras, as áreas remanescentes continuam sob intensa intervenção antrópica (Silva et al., 2017). Um dos fatores de degradação, como observado no presente estudo, é o acesso do gado aos remanescentes de florestas nebulares, impactando negativamente o processo de regeneração natural, por meio do pisoteio, com consequente compactação do solo e mortalidade de plântulas e indivíduos jovens, seja pelo pisoteio ou por herbivoria. Isso demonstra que, mesmo que os solos predominantes nas áreas de altitude do Planalto Sul Catarinense sejam ricos em matéria orgânica, o que influencia a relação umidade ótima de compactação e limite de plasticidade (UOC/LP) (Luciano et al., 2012), esse tipo de distúrbio ainda tem o potencial de comprometer a regeneração natural de espécies arbóreas. Estes distúrbios interrompem o ciclo da regeneração natural, podendo causar, como mostraram os resultados do presente trabalho, o menor recrutamento de indivíduos adultos (Stedille et al., 2019; Stuani et al., 2021). Sampaio & Guarino (2007) estudaram o efeito de bovinos em diferentes fragmentos de FOM no Rio Grande do Sul e Santa Catarina, observando que, quanto menor a intensidade do pastoreio, melhor o estado de conservação da área. Kilca et al. (2020) também verificaram impactos negativos do gado em florestas nebulares de Santa Catarina, observando áreas degradadas pela atividade bovina e que, após o abandono da atividade pastoril, conseguiram desenvolver um melhor estado de conservação, retornando a trajetória sucessional, com incremento da riqueza e densidade de plantas.

Em uma abordagem separada por áreas sem a presença de gado, como esperado, foi possível observar que o estágio sucessional dos fragmentos do PARNA São Joaquim também foram influentes nas taxas de dinâmica. Essas diferenças sucessionais influenciaram tanto em uma maior dispersão das parcelas na ordenação resultante da PCA, em termos de valores de dinâmica, como nos valores das taxas da comunidade. Dentre os remanescentes, a Área 2, em estágio inicial de sucessão, pode ser considerada a mais inicial de sucessão, com dominância de espécies pioneiras (*Mimosa scabrella*, *Baccharis uncinella* DC. e *Campovassouria cruciata* (Vell.) R.M.King & H.Rob.) e no qual já se observa a substituição florística por espécies secundárias (*Drimys angustifolia* e *Araucaria angustifolia*) (Duarte et al., 2021). Apesar da taxa de mortalidade superar a de recrutamento, o elevado ganho em área basal dos indivíduos sobreviventes, bastante superior ao de perda, indicam uma floresta em recuperação pós-distúrbio

(Oliveira-Filho et al., 2007). Segundo Oliveira-Filho et al. (1997) e Machado & Oliveira-Filho (2010), padrões como esse indicam que a floresta pode estar passando por um processo de autodesbaste, com redução da densidade e aumento da área basal. Sanquetta et al. (2003) e Formento et al. (2004) observaram padrões semelhantes para Florestas Ombrófilas Mistas, em estágio sucessionais relativamente mais avançados, nos estados do Paraná e em Santa Catarina, possivelmente relacionados ao seu histórico de exploração (1950 a 1970), passando agora por um processo de recuperação de biomassa.

5. CONCLUSÃO

O presente estudo evidenciou que, para as florestas nebulares avaliadas, a comunidade de espécies arbóreas apresenta diferentes padrões de dinâmica, em função do impacto negativo resultante da presença de gado e do estágio sucessional do remanescente. Na área impactada, constatou-se redução em número de indivíduos e em área basal. Para a Área 2, não impactada, o padrão de dinâmica foi caracterizado por redução do número de indivíduos e ganho em área basal, o que caracteriza um processo de autodesbaste. Assim, os resultados apresentados sugerem que o acesso de bovinos ao interior de remanescentes de florestas nebulares em processo de regeneração representa um fator de degradação, relacionado a destruturação do componente arbóreo, o que reforça a necessidade de medidas que impeçam, ou, reduzam a frequência de acesso destes animais ao interior dos remanescentes florestais.

6. REFERÊNCIAS

- Angiosperm Phylogeny Group – APG. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1-20. <http://doi.org/10.1111/boj.12385>.
- Brancalion, P. H. S., Garcia, L. C., Loyola, R., Rodrigues, R. R., Pillar, V. D., & Lewinsohn, T. M. (2016). Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza & Conservação*, 14, e1-e16. <http://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. (2016). *Mata Atlântica*. Brasília: MMA. Recuperado em 5 de maio de 2020, de <https://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>
- Duarte, E., Silva, A. C., Higuchi, P., Larsen, J. G., Ortiz, D. C., Gross, A., Turmina, E., Aguiar, J. T., Vefago, M. B., Schneider, C. R., Siqueira, S. F., Lemos, A. C., & Ribeiro, J. L. (2018). Sucessão em fragmentos florestais altomontanos no sul do Brasil: uma abordagem florístico-estrutural e filogenética. *Ciência Florestal*, 28(3), 898-912. <http://doi.org/10.5902/1980509833349>.
- Duarte, E., Higuchi, P., Silva, A. C., Sobral, M. E. G., Bortoluzzi, R. L. C., Almeida, J. A., Larsen, J. G., Pizutti Dallabrida, J., Monteiro Muzeka, L., Thalheimer de Aguiar, J., & Cuchi, T. (2021). Key factors affecting succession in upper montane forest areas of “Planalto Sul Catarinense” Region, Brazil. *Bosque*, 42(3), 353-364. <http://doi.org/10.4067/S0717-92002021000300353>.
- Formento, S., Schorn, L. A., & Bley, R. R. A. (2004). Dinâmica estrutural arbórea de uma floresta ombrófila mista em Campo Belo do Sul, SC. *Cerne*, 10(2), 196-212.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D., & Townshend, J. R.

- (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052. PMID:26601154. <http://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Higuchi, P. (2017). *forest.din: função em linguagem de programação estatística R para a determinação de taxas demográficas de espécies arbóreas*. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.439701>.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978. <http://doi.org/10.1002/joc.1276>.
- Hollander, M., & Wolfe, D. A. (1973). *Nonparametric statistical methods*. New York: John Wiley & Sons. Pages 115–120.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2012). *Manuais técnicos em geociências: manual técnico da vegetação brasileira* (2. ed. rev. ampl.). Rio de Janeiro: IBGE.
- Kilca, R. V., Higuchi, P., & Silva, A. C. (2020). Impacto do pastoreio bovino em florestas nebulares no Parque Nacional de São Joaquim, Santa Catarina. *Ciência Florestal*, 30(1), 1-17. <http://doi.org/10.5902/1980509821179>.
- Korning, J., & Balslev, H. (1994). Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science*, 4(1), 77-86. <http://doi.org/10.2307/3235641>.
- Lewinsohn, T. M., & Prado, P. I. (2005). How many species are there in Brazil? *Conservation Biology*, 19(3), 619-624. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00680.x>.
- Li, B. V., & Jiang, B. (2021). Responses of forest structure, functions, and biodiversity to livestock disturbances: a global meta-analysis. *Global Change Biology*, 27(19), 4745–4757. PMID:34322964. <http://doi.org/10.1111/gcb.15781>
- Lima, R. A., Dauby, G., Gasper, A. L., Fernandez, E. P., Vibrans, A. C., Oliveira, A. A., Prado, P. I., Souza, V. C., Siqueira, M. F., & ter Steege, H. (2024). Comprehensive conservation assessments reveal high extinction risks across Atlantic Forest trees. *Science*, 383(6679), 219-225. PMID:38207046. <http://doi.org/10.1126/science.abq5099>
- Luciano, R. V., Albuquerque, J. A., Costa, A. D., Batistella, B., & Warmling, M. T. (2012). Atributos físicos relacionados à compactação de solos sob vegetação nativa em região de altitude no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(6), 1733-1744. <http://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600007>.
- Machado, E. L. M., & Oliveira-Filho, A. T. (2010). Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botanica Brasilica*, 24(1), 250-261. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062010000100027>.
- Marcon, A. K., Silva, A. C., Higuchi, P., Ferreira, T. F., Missio, F. F., Salami, B., Dalla Rosa, A., Negrini, M., Bento, M. A., & Buzzi Junior, F. (2014). Variação florístico-estrutural em resposta à heterogeneidade ambiental em uma Floresta Nebular em Urubici, Planalto Catarinense. *Scientia Forestalis*, 42(103), 439-450.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858. PMID:10706275. <http://doi.org/10.1038/35002501>
- Oliveira-Filho, A. T., Mello, J. M., & Scolforo, J. R. (1997). Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology*, 131(1), 45-66. <http://doi.org/10.1023/A:1009744207641>.
- Oliveira Filho, A. T., Carvalho, W. A., Machado, E. L., Higuchi, P., Appolinário, V., Castro, G. C., Silva, A. C., Santos, R. M., Borges, L. F., Corrêa, B. S., & Alves, J. M. (2007). Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). *Revista Brasileira de Botânica*, 30(1), 149-161. <http://doi.org/10.1590/S0100-84042007000100015>.
- Ponce-Reyes, R., Reynoso-Rosales, V., Watson, J. E. M., VanDerWal, J., Fuller, R., Pressey, R. L., & Possingham, H. P. (2012). Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. *Nature Climate Change*, 2(6), 448-452. <http://doi.org/10.1038/nclimate1453>.
- Primack, R. B., Ashton, P. S., Chai, P., & Lee, H. S. (1985). Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. *Ecology*, 66(2), 577-588. <http://doi.org/10.2307/1940406>.
- R Development Core Team (2013). *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado em 18 de julho de 2021, de <http://www.R-project.org>
- Sampaio, M. B., & Guarino, E. S. G. (2007). Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Árvore*, 31(6), 1035-1046. <http://doi.org/10.1590/S0100-67622007000600008>.
- Sanquetta, C. R., Dalla Corte, A. P., & Eisfeld, R. L. (2003). Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, 5(1), 101-112.
- Santos, G. N., Silva, A. C., Higuchi, P., Gross, A., Kilca, R. V., Silva, M. A. F., Lima, C. L., Cruz, A. P., Nunes, A. S., & Soboleski, V. F. (2021). Dinâmica do componente arbóreo e regenerante em uma floresta nebulosa no Planalto Sul Catarinense. *Ciência Florestal*, 31(3), 1086-1104. <http://doi.org/10.5902/1980509829654>.
- Santos, G. N. D., Silva, A. C. D., & Higuchi, P. (2023). Subtropical high-montane forest climate refuges in Brazil. *Scientia Agrícola*, 80, e20220044. <http://doi.org/10.1590/1678-992x-2022-0044>.
- Sheil, D., & May, R. M. (1996). Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*, 84(1), 91-100. <http://doi.org/10.2307/2261703>.
- Silva, A. C., Higuchi, P., Sobral, M. E. G., Negrini, M., Buzzi Junior, F., Bento, M. A., Silva, A. L., Marcon, A. K., Ferreira, T. S., Salami, B., & Rosa, A. D. (2017). Organização da comunidade e estrutura filogenética do componente arbóreo de um fragmento de floresta nebulosa no planalto Catarinense. *Ciência Florestal*, 27(1), 129-141. <http://doi.org/10.5902/1980509826453>.
- Stedille, L. I. B., Pires, E. Z., Gomes, J. P., Costa, N. C. F., Bernardi, A. P., & Mantovani, A. (2019). Cattle influence on the population structure of yerba mate (*Ilex paraguariensis*) in Araucaria Forest. *Ciência Rural*, 49(11), e20190191. <http://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190191>.
- Stuani, G. R., Silva, A. C., Higuchi, P., Larsen, J. G., Machado, F. D., & Santos, G. N. (2021). Impacto antrópico na dinâmica de uma floresta nebulosa do planalto catarinense. *Ciência Florestal*, 31(4), 1714-1732. <http://doi.org/10.5902/1980509842667>.
- Sühs, R. B., Hoeltgebaum, M. P., Nuernberg-Silva, A., Fiaschi, P., Neckel-Oliveira, S., & Peroni, N. (2019). Species diversity, community structure and ecological traits of trees in an upper montane forest, southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 33(1), 153-162. <http://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0250>.
- Téo, S. J., Fiorentin, L. D., Schneider, C. R., Costa, R. H., & Batista, S. (2014). Estrutura da regeneração natural sujeita à pecuária extensiva na região de Caçador-SC. *Nativa*, 2(4), 199-207. <http://doi.org/10.31413/nativa.v2i4.1786>.

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

ACS: Concepção, metodologia, curadoria dos dados, aquisição de financiamento, supervisão e escrita; PH: análise formal, escrita; TMM, FDM, DM e GRS: coleta de dados e escrita.