

**MANOELA BEZ VEFAGO**

**DINÂMICA DO COMPONENTE REGENERANTE ARBÓREO EM FRAGMENTOS  
FLORESTAIS NO PLANALTO SUL CATARINENSE**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Florestal.  
Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Ana Carolina da Silva  
Co-orientador: Prof. Dr. Pedro Higuchi

**LAGES  
2017**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com  
auxílio do programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Bez Vefago, Manoela

Dinâmica do componente regenerante arbóreo em  
fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense /  
Manoela Bez Vefago. - Lages , 2017.  
49 p.

Orientadora: Ana Carolina da Silva

Co-orientador: Pedro Higuchi

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado  
de Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Florestal, Lages, 2017.

1. Dinâmica florestal. 2. Perturbação pelo gado.  
3. Variáveis climáticas . I. Silva, Ana Carolina da  
. II. Higuchi, Pedro. , .III. Universidade do  
Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Florestal. IV. Título.

**MANOELA BEZ VEFAGO**

**DINÂMICA DO COMPONENTE REGENERANTE ARBÓREO EM FRAGMENTOS  
FLORESTAIS NO PLANALTO SUL CATARINENSE.**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Engenharia Florestal do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Florestal.

**Banca examinadora**

**Orientador:** \_\_\_\_\_

Profa. Dr<sup>a</sup>. Ana Carolina da Silva

Universidade do Estado de Santa Catarina

**Membro:** \_\_\_\_\_

Profa. Dr<sup>a</sup>. Sandra Cristina Müller

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

**Membro:** \_\_\_\_\_

Prof. Dr. Adelar Mantovani

Universidade do Estado de Santa Catarina

**Lages-SC, / /**



Dedico este trabalho à minha mãe, Carla Juciana da Rosa Bez, pela grandiosa mulher que és, por sempre estar ao meu lado, pelos exemplos passados e pela conexão iluminada que temos.



## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, que sempre me guiou pelos melhores caminhos e, mesmo que tortuosos, sempre esteve ao meu lado.

À minha mãe Carla, pelas incontáveis vezes que acreditou em mim, mais do que eu mesma.

À minha orientadora Ana Carolina da Silva, e coorientador Pedro Higuchi, pela paciência e dedicação.

Aos colegas do Laboratório de Dendrologia que auxiliaram na realização deste trabalho.

À UDESC, pela oportunidade de adquirir mais conhecimento e a FUMDES pela concessão da bolsa de pesquisa.

Aos amigos (novos e antigos) que sempre estiveram ao meu lado, em todas as fases desta etapa.





## RESUMO

VEFAGO, Manoela Bez. **Dinâmica do componente regenerante arbóreo em fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense**. 2017. 49 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal – Área: Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Lages, 2017.

Objetivou-se conhecer os fatores ecológicos determinantes na dinâmica da regeneração natural arbórea em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense. Para isso, as comunidades regenerantes de seis fragmentos, localizados nos municípios de Lages, Urubici e Capão Alto, previamente inventariados, foram reavaliadas em parcelas permanentes, dois anos após o primeiro inventário, e suas taxas demográficas calculadas: recrutamento, mortalidade, mudança líquida em número de indivíduos e mudança para classes superiores e inferiores de altura. Para cada fragmento, foram obtidas as variáveis: altitude, variáveis climáticas, ambiente lumínico, densidade do componente arbóreo e presença de gado. A associação entre as taxas de dinâmica, a abundância das espécies regenerantes e as variáveis explicativas foi verificada por meio da análise RLQ e “*fourth corner*”. Foram amostrados 4.379 indivíduos no primeiro inventário e 5.268 no segundo, com maior recrutamento ( $20,9\% \cdot \text{ano}^{-1}$ ) do que mortalidade ( $13,2\% \cdot \text{ano}^{-1}$ ). Na ordenação RLQ, o fragmento localizado em Urubici se destacou por apresentar maior altitude, menor temperatura no trimestre mais seco, menor amplitude da temperatura diária e maior presença de gado, e o fragmento de Capão Alto apresentou condições antagônicas. Os demais fragmentos, todos localizados em Lages, não apresentaram grandes distinções. O padrão de dinâmica do fragmento em Urubici se destacou pelo elevado crescimento em altura dos regenerantes, devido à presença de espécies existentes em luz e de rápido crescimento, que estão sendo favorecidas pela presença de gado. Conclui-se que a regeneração natural dos remanescentes florestais estudados se encontra em processo de estruturação, apresentando heterogeneidade espacial, onde i) o clima e a altitude desempenham papel relevante na definição da identidade florística e ii) perturbações crônicas (gado) influenciam na definição de estratégias ecológicas.

**Palavras-chave:** dinâmica florestal; perturbação por gado; variáveis climáticas.



## ABSTRACT

VEFAGO, Manoela Bez. **Dynamics of tree regenerative component in forest fragments in “Planalto Sul Catarinense” region.** 2017. 49 f. Dissertation (Masters in Forestry - Area: Forest Engineering) - University of Santa Catarina State. Graduate program in Forestry, Lages, 2017.

We aimed to verify the determinant ecological factors on natural regeneration dynamics in forest remnants in “Planalto Sul Catarinense” region. For this, two years after the first forest inventory, we reevaluated in permanent plots the tree regenerative communities of six fragments, located in Lages, Urubici and Capão Alto municipalities, regarding rates of recruitment, mortality, number of individuals net change, up and down height class net changes for all species. For each area, the following variables were obtained: altitude, climatic variables, luminic environment, adult tree component density and cattle presence. The association among dynamics rates, species abundance and explicative variables was evaluated through RLQ and fourth corner analysis. In the first and second inventories a total of 4,379 and 5,268 individuals were observed, that expressed a greater recruitment ( $20.9\% \cdot \text{year}^{-1}$ ) than mortality ( $13.2\% \cdot \text{year}^{-1}$ ). The RLQ ordination indicated that Urubici fragment stood out due to its high altitude, lower temperature of driest quarter, lower mean diurnal temperature range and cattle presence, with Capão Alto fragment presenting antagonistic conditions. Other fragments situated in Lages showed no distinct conditions. The regenerative dynamics pattern observed in Urubici was characterized by individuals high growth in height, due to presence of light demanding and fast growing species, that are being favored by cattle existence. We conclude that, in regional scale, the natural regeneration of study fragments is undergoing a structuring process, presenting high spatial heterogeneity, where i) climate and altitude play relevant role on floristic identity definition and ii) chronic disturbance (cattle) influences species ecological definition.

**Key words:** forest dynamics; disturbance by cattle; climatic variables.



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	15
<b>2 ARTIGO: O QUE EXPLICA A VARIAÇÃO DA DINÂMICA DO COMPONENTE REGENERATIVO EM ÁREAS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO BRASIL?</b> .....	17
2.1 Introdução .....	17
2.2 Materiais e métodos .....	19
2.3 Resultados .....	24
2.4 Discussão.....	31
2.5 Conclusão.....	35
2.6 Referências bibliográficas .....	35
<b>3 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	49
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	45
<b>A NEXO</b> .....	49



## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A regeneração natural refere-se às fases iniciais de estabelecimento e desenvolvimento das plantas, sendo que sua boa condição quantitativa e qualitativa possibilita a conservação e a formação de florestas (GAMA et al., 2003). Dentro desse contexto, a regeneração é importante porque dela depende o futuro da floresta, considerando que os indivíduos regenerantes podem substituir os adultos ao longo do tempo.

Alguns autores, como Rollet (1974) e Lamprecht (1990), consideram que a regeneração representa o “estoque” de uma floresta, contemplando os indivíduos abaixo de uma determinada classe de diâmetro, que pode variar de acordo com critérios utilizados por cada autor ou de acordo com a formação florestal considerada. Rollet (1974), por exemplo, considerou como parte da regeneração natural indivíduos menores que 5 cm de DAP (diâmetro a altura do peito, medido a 1,30 m do solo), e Lamprecht (1990), como aqueles com menos que 10 cm de DAP.

Quando se trata de recuperação pós-distúrbio, a capacidade de resiliência de uma floresta é dependente do processo de regeneração pois, segundo Martins (2001), após a abertura de clareira ou o desmatamento, a sucessão secundária, que envolve diferentes estágios de desenvolvimento da vegetação, desde a regeneração natural até as árvores adultas, promove a colonização da área.

A heterogenidade da floresta pode ser resultante de fatores como variações climáticas, na quantidade de luz, topografia e regime hídrico (SVENNING, 2001). Assim, a distribuição de espécies em um ambiente pode se correlacionar com estas variações ambientais, como concluem Kneitel e Chase (2004) e Wright (2002). Para Rodrigues et al. (2007), as respostas das espécies a fatores ambientais se relacionam com a comunidade, fazendo com que cada local tenha características específicas, permitindo que se possa identificar padrões e tendências. Além dos fatores ambientais citados, destaca-se o impacto de perturbações antrópicas, agudas e crônicas, que podem influenciar aspectos florístico-estruturais e de diversidade de comunidades de espécies arbóreas em remanescentes florestais (SOUZA et al., 2012; CARVALHO et al., 2016).

Harper (1977) e Cook (1979) afirmaram que a mortalidade mais intensa das plantas ocorre nos estágios juvenis, e autores como Whitmore (1984, 1990), Brokaw (1985) e Denslow (1987) consideram que a sobrevivência e o crescimento das plântulas dependem da intensidade de luz que incide sobre as mesmas, resultante da abertura de dossel.

A biodiversidade dos ecossistemas florestais, inclusive da Floresta Ombrófila Mista (FOM), desde o desenvolvimento da agricultura e o aumento da população humana, tem diminuído com o desmatamento. Isso têm reduzido os remanescentes florestais a fragmentos com diferentes tamanhos e estados de conservação, o que pode estar gerando alterações, também, na regeneração natural. Considerando este contexto, e dada a importância ecológica, econômica e paisagística desta fitofisionomia (BROCARDO; CÂNDIDO JÚNIOR, 2012), são necessários estudos e o monitoramento de comunidades de espécies arbóreas, para uma correta compreensão da dinâmica florestal (RIBEIRO et al., 2013) nesta formação.

Na FOM, estudos sobre a dinâmica do componente regenerativo são raros, com destaque para o trabalho de Paludo et al. (2011), que avaliaram uma população de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze. Abordagens sobre as taxas demográficas de comunidades regenerantes, em escala regional, ainda são inéditos. Porém, estudos com o componente adulto desta fitofisionomia têm demonstrado que variáveis climáticas, principalmente a temperatura, são determinantes na distribuição espacial de espécies (HIGUCHI et al., 2012), e perturbações pretéritas são influentes nos aspectos estruturais e na definição dos grupos funcionais presentes nos remanescentes (SOUZA et al., 2012). Neste sentido, considerando que as taxas demográficas das espécies refletem as estratégias de vida dos diferentes grupos funcionais (WRIGHT et al., 2010), espere-se que a dinâmica do componente regenerativo seja influenciada pela ocorrência de perturbações.

O conhecimento da regeneração natural contribui para a definição do estágio sucessional de uma floresta, e essa avaliação por meio do estudo dos ingressos, mortalidade e crescimento fornece informações das espécies que poderão ter maior importância no futuro, bem como aquelas que tendem a reduzir sua participação na estrutura florestal (SCHORN; GALVÃO, 2006).

Dentro desse contexto, estudos sobre a composição e a dinâmica da regeneração natural nessa tipologia podem fornecer informações básicas que podem trazer resultados sobre o estágio de conservação das florestas e, assim, subsidiar técnicas de conservação e recuperação. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo conhecer a dinâmica de regenerantes arbóreos em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense, assim como investigar se esse processo pode estar sendo influenciado por aspectos climáticos, ambientais, de estruturação do componente arbóreo e antrópicos. A hipótese é de que a dinâmica está sendo mais influenciada pelas variáveis explicativas relacionadas com fatores que atuam em escala local (e.g., presença de gado, ambiente lumínico e estruturação do componente arbóreo) do que os aspectos climáticos.



## **2 ARTIGO: O QUE EXPLICA A VARIAÇÃO DA DINÂMICA DO COMPONENTE REGENERATIVO EM ÁREAS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO BRASIL?**

### 2.1 Introdução

O processo de regeneração natural é essencial para a manutenção da floresta ao longo do tempo, considerando que é determinante para o estabelecimento de novos indivíduos arbóreos. O conhecimento do comportamento da regeneração, assim como de sua dinâmica, permite inferências sobre o desenvolvimento futuro da floresta a partir do estudo de alterações nos padrões de riqueza e dominância de algumas espécies, pois fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem o estoque regenerativo e a sua distribuição em uma determinada área (NORDEN et al., 2009).

A regeneração natural, além dos aspectos intrínsecos das espécies, depende de vários fatores, cuja influência pode ser percebida em diferentes escalas espaciais. Em escala regional, há evidências de que o clima seja determinante na definição do conjunto de espécies (*pool* regional) que pode, potencialmente, se estabelecer como regenerante em um determinado local (SILVA et al., 2017). Em escala local, destaca-se a disponibilidade de propágulos, a quantidade de dispersores, o histórico de perturbação (Toriola et al., 1998), as condições microclimáticas e os aspectos ambientais.

Dentre as variáveis ambientais mais importantes, as características lumínicas têm sido relatadas como bastante relevantes para o estabelecimento do componente regenerativo em condição de sub-bosque, devido à influência destas no crescimento dos indivíduos arbóreos (WHITMORE 1984, 1990; BROKAW, 1985; DENSLOW, 1987). Dada sua importância, as espécies são tradicionalmente classificadas em grupos ecológicos, em função de suas exigências quanto à qualidade da luz, sendo estas agrupadas como de estádios iniciais ou tardios de sucessão (SANTOS et al., 2004).

No que se refere a fatores limitantes ao estabelecimento de indivíduos jovens no sub-bosque de uma floresta, Stern et al. (2002) e Tobler et al. (2003) destacam a presença de gado, que além de causar a compactação do solo, resulta, também, no aumento da mortalidade das plântulas devido à herbivoria e, ou, ao pisoteio de plantas, alterando a riqueza e a estrutura da vegetação, conforme já verificado em alguns estudos (e.g. SAMPAIO; GUARINO, 2007; SANTOS; SOUZA, 2007; SANTOS et al., 2007; JANICKE, 2008; SMALE et al., 2008;

COSTA; VOLTORINI, 2013; TÉO et al., 2014; COSTA; VENZKE, 2016). Além desses efeitos, estudos também apontam os impactos do gado sobre a redução da espessura de serapilheira (e.g. SCHULZ; LEININGER, 1990; CLARY, 1995; COSTA; VOLTOLINI, 2013).

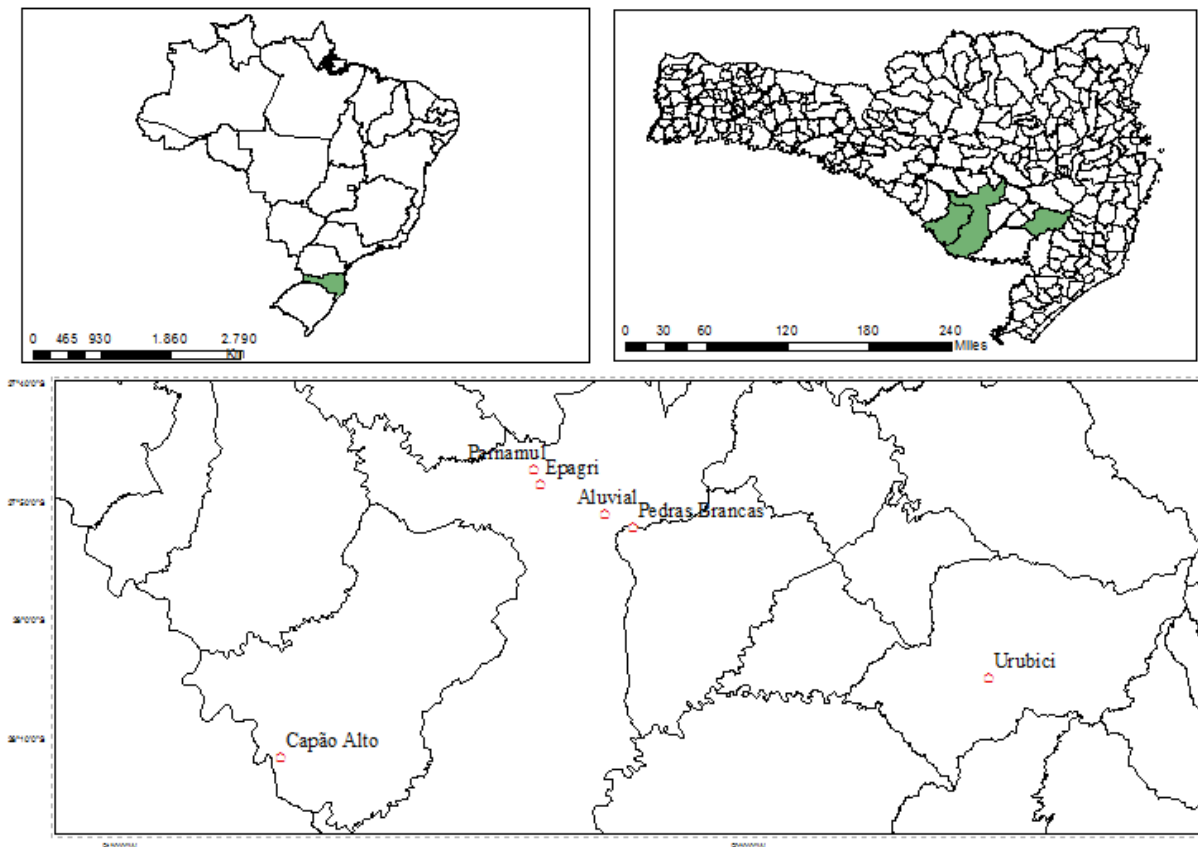
Considerando estes aspectos, espera-se elevada heterogeneidade da regeneração natural em escala regional, devido às variações climáticas e ambientais e à existência de diferentes níveis de fragmentação e degradação nos ecossistemas florestais, que foi resultado do aumento da população humana. Dentre as florestas que foram submetidas a este tipo de perturbação, destaca-se a Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), que possui sua maior distribuição no sul do Brasil. Segundo Nascimento et al. (2011), a exploração intensiva de madeiras de grande valor econômico de espécies como *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, por exemplo, reduziu suas reservas naturais, o que, aliado a falta de estudos sobre a demografia e a dinâmica de comunidades, colocam as populações residuais em grande perigo.

Considerando o exposto, este trabalho teve como objetivo conhecer a dinâmica do componente arbóreo regenerante em remanescentes florestais localizados no Planalto Sul Catarinense, a fim de investigar se este processo natural pode estar sendo influenciado por aspectos climáticos (altitude e clima), ambientais (lumínicos), de estruturação do componente arbóreo e antrópicos. Considerando que as áreas avaliadas encontram-se sujeitas a diferentes regimes de perturbação antropogênicas crônicas, expressas no presente caso pela presença de gado, espera-se que o padrão regional da dinâmica do componente regenerativo seja mais relacionado com fatores que atuam em escala local (e.g., presença de gado, ambiente lumínico e estruturação do componente arbóreo) do que os aspectos climáticos.

## 2.2 Materiais e métodos

O estudo de dinâmica foi realizado em seis fragmentos de Floresta Ombrófila Mista (FOM), sendo um deles considerado área de transição entre FOM e Floresta Estacional Decidual (IBGE, 2012), localizados nos municípios de Lages, Urubici e Capão Alto, no Planalto Sul Catarinense (Figura 1). Estes fragmentos foram inventariados em estudos anteriores (Tabela 1), sendo que os dados estão disponíveis no banco de dados do LABDENDRO/UDESC (Laboratório de Dendrologia da Universidade do Estado de Santa Catarina). Para o presente estudo, os fragmentos foram reinventariados, dois anos após o primeiro levantamento.

Figura 1 - Localização dos fragmentos florestais inventariados no Planalto Sul Catarinense.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Tabela 1 - Caracterização dos fragmentos florestais inventariados no Planalto Sul Catarinense

Município/Fragmento	Coordenadas Geográficas	Fitofisionomia	N	Estudos do primeiro inventário	Ano 1	Ano 2
Lages/Aluvial	27°51'03"S e 50°13'31"O	FOM Aluvial	48	Silva et al., 2016	2013	2015
Urubici	28°04'27"S e 49°37'30"O	FOM Alto-Montana	25	Dalla Rosa et al., 2016	2013	2015
Capão Alto	28°11'29"S e 50°45'34"O	Transição FOM-FED	30	Souza et al., no prelo	2013	2015
Lages/Pedras Brancas	27°51'36"S e 50°11'35"O	FOM Montana	50	Higuchi et al., 2015	2013	2015
Lages/Epagri	27°48'18"S e 50°19'59"O	FOM Montana	25	Guidini et al., 2014	2012	2014
Lages/Parmanul	27°47'04"S e 50°20'44"O	FOM Montana	20	Guidini et al., 2014	2012	2014

FOM = Floresta Ombrófila Mista; FED = Floresta Estacional Decidual; N = número de parcelas utilizadas para o estudo da dinâmica.

Fonte: Elaborado pela autora, 2016.

Todos os remanescentes florestais avaliados foram sujeitos a um mesmo histórico de perturbação antrópica, caracterizado pela intensa exploração madeireira nos anos de 1950. Atualmente, parte destas áreas encontram-se sujeita a uma série de perturbações crônicas antropogênicas, tais como o corte seletivo para lenha, a presença de gado e roçadas no sub-bosque (SEVEGNANI et al., 2012). O gado tem livre acesso ao interior da floresta em Urubici e em Lages/Aluvial, sendo que, de fato, estas áreas podem ser consideradas as mais antropizadas. Nas demais áreas, não há relatos de animais, pelo menos nos locais das parcelas de estudo, há pelo menos 10 anos ou mais.

Em cada um dos seis fragmentos inventariados, foram instaladas parcelas permanentes em número variável de acordo com as características de cada fragmento e de acordo com a suficiência amostral obtida para cada caso. Esse desbalanceamento não prejudicou a análise das taxas demográficas, considerando que estas são expressas em porcentagem. As avaliações da dinâmica da regeneração natural foram realizadas dentro dessas parcelas previamente instaladas, sendo considerados como parte do componente regenerativo os indivíduos arbóreos que possuíam DAP (diâmetro a altura do peito, medido a 1,30 m do solo) menor que 5 cm.

Para o levantamento destes regenerantes, cada parcela foi subdividida em subparcelas com área variável de acordo com a classe de tamanho de planta, conforme metodologia

adotada por Volpato (1994): i) Classe 1, plantas até 1 m de altura, avaliadas em subparcelas de 5 m<sup>2</sup>; ii) Classe 2, plantas com altura maior que 1 e até 3 m, avaliadas em 10 m<sup>2</sup>, e; iii) Classe 3, plantas com altura maior que 3 m e DAP menor que 5 cm, avaliadas em 20 m<sup>2</sup>. Destaca-se que para a Classe 1, o limite mínimo de inclusão variou de 10 a 20 cm, de acordo com o nível de inclusão adotado no primeiro inventário pelos autores citados na Tabela 1. Neste sentido, assumimos que essa pequena diferença não tenha sido relevante para a interpretação dos resultados. No primeiro inventário, todos os indivíduos arbóreos regenerantes foram marcados com plaquetas de alumínio, enquadrados em sua respectiva classe e identificados. As identificações foram realizadas por meio de literatura (SOBRAL et al., 2013) e por consulta de especialistas, sendo que as espécies de angiospermas foram classificadas em famílias de acordo com o sistema APG III (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2009).

Para o estudo de dinâmica dos regenerantes, dentro das mesmas parcelas foram reinventariados todos os indivíduos, utilizando a mesma metodologia do primeiro inventário. Os indivíduos que atingiram a altura mínima de inclusão foram considerados como recrutas, sendo estes plaqueteados, identificados e mensuradas as alturas. Os indivíduos sobreviventes foram novamente inventariados, sendo classificados em suas novas classes de altura, e os indivíduos mortos foram registrados.

Todas as espécies foram classificadas em seus respectivos grupos sucessionais, utilizando-se a metodologia de Swaine & Whitmore (1988), que divide as espécies em dois grandes grupos: pioneira e clímax. Ainda, utilizou-se a divisão das espécies clímax segundo proposta de Oliveira Filho et al. (1994), que subdividiu o grupo em função da exigência lumínica em “clímax exigentes em luz”, que precisam de luz para completar o ciclo de vida, e as “clímax tolerantes ao sombreamento”, que germinam em condição de sub-bosque e podem completar o ciclo desta forma. Para a classificação das espécies utilizou-se a literatura existente (e. g. RECH et al., 2015) e observações no campo.

Foram obtidas a altitude e as variáveis climáticas de cada um dos fragmentos estudados, por meio do banco de dados WORLDCLIM (HIJMANS et al., 2005): altitude (alt), temperatura média anual (bio1), média da amplitude térmica diária (bio2), isotermalidade (bio3), sazonalidade térmica (bio4), temperatura máxima no mês mais quente (bio5), temperatura mínima no mês mais frio (bio6), amplitude térmica anual (bio7), temperatura média no trimestre mais úmido (bio8), temperatura média no trimestre mais seco (bio9), temperatura média no trimestre mais quente (bio10), temperatura média no trimestre mais frio (bio11), precipitação (pp) total anual (bio12), pp no mês mais úmido (bio13), pp no mês mais

seco (bio14), sazonalidade da pp (bio15), pp total no trimestre mais úmido (bio16), pp total no trimestre mais seco (bio17), pp total no trimestre mais quente (bio18) e pp total no trimestre mais frio (bio19). As áreas foram categorizadas considerando a presença ou a ausência de gado, de forma a criar uma variável relacionada a este tipo perturbação crônica, frequente em fragmentos florestais da região. Como caracterização do ambiente lumínico de cada área, foram realizadas leituras indiretas do Índice de Área Foliar (IAF), por meio de um analisador de dossel LAI-2200. Para isso, em cada um dos fragmentos, foram realizadas, no mês de novembro, 75 leituras do IAF por fragmento, obtendo-se, posteriormente, uma média por área. Além disso, a partir do banco de dados de inventários florestais do LABDENDRO/UDESC, foram obtidas informações sobre a estruturação do componente arbóreo de cada fragmento, a partir dos valores de densidade de árvores adultas ( $DAP \geq 5\text{cm}$ ).

Para as comunidades de todas as áreas e para as populações desses fragmentos, foram calculadas as taxas demográficas. As taxas de recrutamento e de mortalidade foram obtidas por meio dos modelos algébricos (LIEBERMAN et al., 1985; PRIMACK et al., 1985; SHEIL; MAY, 1996):

$$TM = (1 - ((No - m) / No)^{1/t}) \times 100;$$

$$TR = (1 - (1 - r / Nt)^{1/t}) \times 100.$$

Em que: TM= taxa de mortalidade anual; TR = taxa de recrutamento anual; t= intervalo de tempo entre os inventários; No= número inicial de árvores; Nt = número final de árvores depois de t; m= número de árvores mortas e r = número de árvores recrutadas.

Para a determinação das taxas de mudanças de classes de tamanho, foram utilizadas as fórmulas propostas por Nunes et al. (submetido), baseados em Sheil e May (1996):

$$Up = [1 - ((No - NCS) / No)^{1/t}] \times 100;$$

$$Down = [1 - ((No - NCI) / No)^{1/t}] \times 100.$$

Em que: Up = taxa de mudança para as classes superiores de altura; Down = taxa de mudança para as classes inferiores de altura; NCS = número de indivíduos regenerantes que mudou para a classe superior de altura; e NCI = número de indivíduos regenerantes que mudou para a classe inferior de altura.

Também foi calculada a taxa de mudança líquida em número de indivíduos (ML), obtida pela equação de Korning e Balslev (1994):

$$ML = [(Nt / No)^{1/t} - 1] \times 100.$$

Para verificar as associações entre as taxas demográficas, as distribuições de abundâncias das espécies regenerantes nos fragmentos e as variáveis explicativas (altitude, clima, ambiente lumínico, estruturação do componente arbóreo adulto e perturbações pelo

gado), utilizou-se uma abordagem multivariada por meio da combinação da análise RLQ e o método “*fourth corner*” (DRAY; LEGENDRE, 2008; DRAY et al., 2014). Para isto, primeiramente, foram removidas as variáveis explicativas multicolineares com Valor de Inflação da Variância (VIF)  $> 10$ . Em seguida, foram preparadas três matrizes: i) com as variáveis explicativas das áreas avaliadas (R); ii) com as abundâncias relativas das espécies regenerantes em cada área, para as espécies de maiores densidades ( $> 20$  indivíduos) (L); e iii) com as taxas demográficas das espécies (Q). Nesta análise, apenas as espécies com mais do que 20 indivíduos no primeiro inventário foram consideradas, com o propósito de se evitar a influência da expressiva assimetria na representatividade das espécies sobre os cálculos das taxas demográficas, causada, principalmente, por aquelas pouco abundantes. Ainda, considerando que a matriz L (abundância das espécies) é dependente da intensidade amostral, as áreas passaram por uma padronização do esforço amostral, a partir da amostragem de 338 indivíduos regenerantes, referente ao local de menor abundância (PARNAMUL/Lages).

Enquanto a RLQ realiza a combinação das três matrizes a partir de análises de correspondência (CA) e de componentes principais (PCA), permitindo inferências sobre a co-estruturação das mesmas, o método de “*fourth corner*” permite verificar a significância estatística destas combinações (DRAY et al., 2014). No método de “*fourth corner*” foram aplicados, sequencialmente, dois testes de permutação ( $n = 49.999$ ), com os modelos 2 (permutação das abundâncias entre os locais) e 4 (permutação das abundâncias entre as espécies), como proposto por Ter Braak et al. (2012). Ainda, os valores de significância das permutações foram ajustados para comparações múltiplas de acordo com Benjamini e Hochberg (1995).

As análises foram realizadas no ambiente de programação estatística R (R CORE TEAM, 2016), junto com os pacotes vegan (OKSANEN et al., 2016), usdm (NAIMI, 2016), ade4 (DRAY; DUFOUR, 2007) e raster (HIJMANS, 2016).

## 2.3 Resultados

O componente arbóreo regenerante apresentou, para o período avaliado (dois anos), um incremento de 20,3% no número de indivíduos, passando de 4.379 indivíduos no primeiro inventário para 5.268 no segundo (Tabela 2). Essa mudança foi o resultado de um recrutamento ( $20,9\%.\text{ano}^{-1}$ ) expressivamente superior à mortalidade ( $13,2\%.\text{ano}^{-1}$ ). Além disso, um total de quatro indivíduos alcançaram a classe de adultos (DAP maior que 5 cm), não sendo mais contabilizados como regenerantes. Associada a esta estruturação, observou-se uma taxa de mudança para classes de tamanho superiores de  $2,4\%.\text{ano}^{-1}$  e de mudanças para classes de tamanho inferiores de  $1,4\%.\text{ano}^{-1}$ .

Tabela 2 - Número de indivíduos das espécies regenerantes amostradas no primeiro (N1) e segundo (N2) ano de inventário, seguidas por suas respectivas taxas de mortalidade (TM), de recrutamento (TR), de mudança para classe superior de altura (Up), de mudança para classe inferior de altura (Down) e de mudança líquida para o número de indivíduos (ML) e a classificação das guildas de regeneração (GR), para seis fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense (Continua).

<b>Espécies pioneiras</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>TM</b>	<b>TR</b>	<b>Up</b>	<b>Down</b>	<b>ML</b>
<i>Acca sellowiana</i> (O.Berg) Burret	1	2	0	29,3	0	0	100
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.Barroso	5	3	22,5	0	0	10,6	-40
<i>Berberis laurina</i> Thunb.	10	11	10,6	14,7	5,1	0	10
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	22	28	14,7	24,4	2,3	2,3	27,3
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	2	3	0	18,4	0	0	50
<i>Clethra scabra</i> Pers.	7	7	7,4	7,4	0	0	0
<i>Duranta vestita</i> Cham.	4	4	29,3	29,3	0	0	0
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	1	2	0	29,3	0	0	100
<i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand	4	3	29,3	18,4	0	0	-25
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	12	19	8,7	27,5	8,7	4,3	58,3
<i>Miconia hiemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin	5	6	36,8	42,3	0	0	20
<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	1	1	0	0	0	0	0
<i>Miconia ramboi</i> Brade	3	3	0	0	0	0	0
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	1	1	100	100	0	0	0
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	10	8	16,3	6,5	0	0	-20
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	3	7	0	34,5	0	0	133,3
<i>Pinus taeda</i> L.*	1	1	0	0	0	0	0
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	1	0	0	0	100	0
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	2	2	0	0	29,3	0	0
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1	0	100	-	0	0	-100
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	8	6	13,4	0	13,4	6,5	-25
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	3	8	0	38,8	0	0	166,7



Tabela 2 - Número de indivíduos das espécies regenerantes amostradas no primeiro (N1) e segundo (N2) ano de inventário, seguidas por suas respectivas taxas de mortalidade (TM), de recrutamento (TR), de mudança para classe superior de altura (Up), de mudança para classe inferior de altura (Down) e de mudança líquida para o número de indivíduos (ML) e a classificação das guildas de regeneração (GR), para seis fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense (Continua).

<b>Espécies pioneiras</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>TM</b>	<b>TR</b>	<b>Up</b>	<b>Down</b>	<b>ML</b>
<i>Symphopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	130	147	22	26,7	6,8	1,2	13,1
<b>Espécies climácicas exigentes em luz</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>TM</b>	<b>TR</b>	<b>Up</b>	<b>Down</b>	<b>ML</b>
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A.Juss.) Radlk.	235	275	15,7	22,1	1,5	0,2	17
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A.St.-Hil.) Radlk.	79	98	12,1	21,1	0,6	1,3	24,1
<i>Annona neosalicifolia</i> H.Rainer	5	16	0	44,1	0	0	220
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	75	74	10,6	10,7	3,4	0,7	-1,3
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) Kuntze	69	75	14,9	19,2	3,7	0	8,7
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	1	3	0	42,3	0	0	200
<i>Banara tomentosa</i> Clos	147	177	9,3	17,7	4,5	1	20,4
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	120	149	12	21	2,1	1,3	24,2
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	87	101	13,6	19,8	1,2	3,5	16,1
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2	1	29,3	0	0	0	-50
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke	12	11	8,7	4,7	4,3	0	-8,3
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees) Kosterm.	2	2	29,3	29,3	0	0	0
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	1	2	0	29,3	0	0	100
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard	16	12	33,9	23,6	0	3,2	-25
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	7	11	0	20,2	0	0	57,1
<i>Cupania vernalis</i> Cambess. Vernalis	199	233	13,8	20,3	1,8	0,8	17,1
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	130	142	16,3	19,9	1,6	1,9	9,2
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	24	33	4,3	18,4	6,5	6,5	37,5
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	17	18	16	18,4	0	0	5,9
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	14	23	19,8	37,4	7,4	0	64,3
<i>Drimys angustifolia</i> Miers	88	98	14,7	19,2	4,1	2,9	11,4
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	21	21	24,4	24,4	2,4	2,4	0
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	4	3	29,3	18,4	0	0	-25
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	52	46	14,5	9,1	1,9	1,9	-11,5
<i>Eugenia uniflora</i> L.	106	113	9,9	12,8	2,4	1,4	6,6
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	6	9	18,4	33,3	0	0	50
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	24	25	20,9	22,5	2,1	0	4,2
<i>Ilex taubertiana</i> Loes.	1	0	100	-	0	0	-100
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	29	27	9	5,7	0	1,7	-6,9
<i>Inga virescens</i> Benth.	0	1	-	100	-	-	-
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	51	54	12,6	15	1	3	5,9
<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schltdl.	1	0	100	-	0	0	-100

Tabela 2 - Número de indivíduos das espécies regenerantes amostradas no primeiro (N1) e segundo (N2) ano de inventário, seguidas por suas respectivas taxas de mortalidade (TM), de recrutamento (TR), de mudança para classe superior de altura (Up), de mudança para classe inferior de altura (Down) e de mudança líquida para o número de indivíduos (ML) e a classificação das guildas de regeneração (GR), para seis fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense (Continua).

<b>Espécies climáticas exigentes em luz</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>TM</b>	<b>TR</b>	<b>Up</b>	<b>Down</b>	<b>ML</b>
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	8	14	6,5	29,3	0	6,5	75
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton*	84	121	6,1	21,8	2,4	2,4	44
<i>Ligustrum sinense</i> Lour.*	14	26	3,6	29,3	3,6	3,6	85,7
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0	1	-	100	-	-	-
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	18	23	11,8	22	2,8	2,8	27,8
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	186	213	15,1	20,7	0,5	0,8	14,5
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	9	5	42,3	22,5	0	0	-44,4
<i>Maytenus boaria</i> Molina	3	2	18,4	0	0	0	-33,3
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	19	14	17,3	3,6	0	2,7	-26,3
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand	26	33	10,1	20,2	8	3,9	26,9
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel	29	29	9	9	3,5	1,7	0
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	50	75	11,7	27,9	5,1	2	50
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	6	5	8,7	0	0	0	-16,7
<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	31	34	15,8	19,6	6,7	0	9,7
<i>Myrceugenia pilotantha</i> (Kiaersk.) Landrum	3	10	0	45,2	18,4	0	233,3
<i>Myrceugenia regnelliana</i> (O.Berg) D. Legrand & Kausel	62	65	7,5	9,7	4,1	0,8	4,8
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	54	53	7,7	6,8	0	2,8	-1,9
<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk.	32	32	8,1	8,1	4,8	1,6	0
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	41	47	11,7	17,5	1,2	3,7	14,6
<i>Myrcia palustris</i> DC.	63	69	10,9	14,9	5,7	4,9	9,5
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	64	96	9,9	26,4	3,2	1,6	50
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	9	11	5,7	14,7	0	0	22,2
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D. Legrand	4	3	13,4	0	0	0	-25
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	3	2	18,4	0	0	0	-33,3
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	18	23	11,8	22	0	0	27,8
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	32	38	19	25,7	0	6,5	18,8
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav	51	83	4	24,7	3	2	62,7
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	105	98	17,8	14,9	3,9	1,4	-6,7
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	4	2	29,3	0	0	0	-50

Tabela 2 - Número de indivíduos das espécies regenerantes amostradas no primeiro (N1) e segundo (N2) ano de inventário, seguidas por suas respectivas taxas de mortalidade (TM), de recrutamento (TR), de mudança para classe superior de altura (Up), de mudança para classe inferior de altura (Down) e de mudança líquida para o número de indivíduos (ML) e a classificação das guildas de regeneração (GR), para seis fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense (Continua).

<b>Espécies climáticas exigentes em luz</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>TM</b>	<b>TR</b>	<b>Up</b>	<b>Down</b>	<b>ML</b>
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	213	320	16,9	32,2	0,5	0,5	50,2
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	60	76	25,8	34,1	0	0	26,7
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	97	119	10,9	19,6	1,6	1,6	22,7
<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal	3	1	42,3	0	18,4	0	-66,7
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	32	45	20,9	33,3	1,6	0	40,6
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	0	1	-	100	-	-	-
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	31	30	10,2	8,7	5	3,3	-3,2
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	47	55	18,8	24,9	3,2	2,2	17
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	11	12	9,5	13,4	4,7	0	9,1
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	41	52	7,6	18	1,2	0	26,8
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	108	127	11,3	18,2	2,3	0,5	17,6
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	33	33	14,7	14,7	6,3	0	0
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0	2	-	100	-	-	-
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	3	1	42,3	0	0	0	-66,7
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	22	27	17,4	25,5	0	0	22,7
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	7	11	7,4	26,1	0	0	57,1
<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	12	16	0	13,4	0	0	33,3
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	9	6	25,5	8,7	5,7	0	-33,3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	18	20	8,7	16,3	8,7	2,8	11,1
<b>Espécies climáticas tolerantes à sombra</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>TM</b>	<b>TR</b>	<b>Up</b>	<b>Down</b>	<b>ML</b>
<i>Brunfelsia cuneifolia</i> J.A.Schmidt	9	7	25,5	15,5	0	0	-22,2
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	83	140	13,6	33,5	1,8	2,4	68,7
<i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg	2	2	0	0	0	0	0
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	156	191	8,4	17,2	2,6	2,6	22,4
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	22	11	29,3	0	0	0	-50
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	8	7	6,5	0	0	0	-12,5
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	13	9	32,1	18,4	8	3,9	-30,8
<i>Maytenus dasyclada</i> Mart.	54	56	11,8	13,4	0,9	0	3,7
<i>Myrceugenia mesomischa</i> (Burret) D. Legrand et Kausel	32	39	9,9	18,4	3,2	0	21,9
<i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand	58	84	7,2	22,8	3,5	2,6	44,8
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	60	75	8,7	18,4	2,5	0,8	25
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	10	24	0	35,5	0	0	140
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	14	14	0	0	0	0	0

Tabela 2 - Número de indivíduos das espécies regenerantes amostradas no primeiro (N1) e segundo (N2) ano de inventário, seguidas por suas respectivas taxas de mortalidade (TM), de recrutamento (TR), de mudança para classe superior de altura (Up), de mudança para classe inferior de altura (Down) e de mudança líquida para o número de indivíduos (ML) e a classificação das guildas de regeneração (GR), para seis fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense (Conclusão).

<b>Espécies climáticas tolerantes à sombra</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>TM</b>	<b>TR</b>	<b>Up</b>	<b>Down</b>	<b>ML</b>
<i>Roupala montana</i> Aubl.	61	57	17	14,2	0	0,8	-6,6
<i>Rudgea parquoides</i> (Cham.) Müll.Arg	48	71	7,6	24	1	2,1	47,9
<i>Schaefferia argentinensis</i> Speg.	10	13	16,3	26,6	0	0	30
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	1	0	100	-	0	0	-100
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	25	38	8,3	25,7	2	0	52
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	61	85	13,2	26,4	0	1,7	39,3
<b>Espécimes não classificados</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>TM</b>	<b>TR</b>	<b>Up</b>	<b>Down</b>	<b>ML</b>
<i>Eugenia</i> não identificada	0	3	-	100	-	-	-
Lauraceae não identificada	1	0	100	-	0	0	-100
<i>Machaerium</i> sp.	2	2	0	0	0	0	0
Mimosoideae não identificada	0	2	-	100	-	-	-
<i>Myrceugenia</i> sp.	0	1	-	100	-	-	-
Myrtaceae não identificadas	0	1	-	100	-	-	-
NI (não identificadas)	10	25	55,3	71,7	0	0	150
<i>Solanum</i> sp.	2	4	0	29,3	0	0	100
<b>TOTAL</b>	<b>4379</b>	<b>5268</b>	<b>13,2</b>	<b>20,9</b>	<b>2,4</b>	<b>1,4</b>	<b>20,3</b>

\*Espécies exóticas invasoras. Todas as taxas estão em  $\%.ano^{-1}$

Fonte: Elaborado pela autora, 2016.

No que se refere a riqueza taxonômica, observou-se tendência de estabilidade, com um pequeno incremento em espécies (2,5%, passando de 121 para 124), gêneros (2,6%, passando de 76 para 78) e famílias botânicas (2,3%, passando de 44 para 45). Foram observadas a entrada de oito espécies (*Eugenia* sp., *Inga virescens*, *Luehea divaricata*, Mimosoideae não identificada, *Myrceugenia* sp., Myrtaceae não identificada, *Picrasma crenata* e *Syagrus romanzoffiana* e a saída de cinco: *Ilex taubertiana*, *Lafoensia vandelliana*, Lauraceae não identificada, *Schinus terebinthifolius* e *Sloanea monosperma*. De todas as espécies amostradas no período, quatro foram identificadas somente em nível de gênero e três somente em nível de família e subfamília. Além disso, 10 indivíduos no ano 1 e 25 indivíduos no ano 2 não foram identificados por possuir poucas folhas e não ser possível a coleta. As maiores riquezas em ambos os anos foram observadas para as famílias Myrtaceae (28 e 31 espécies no primeiro e

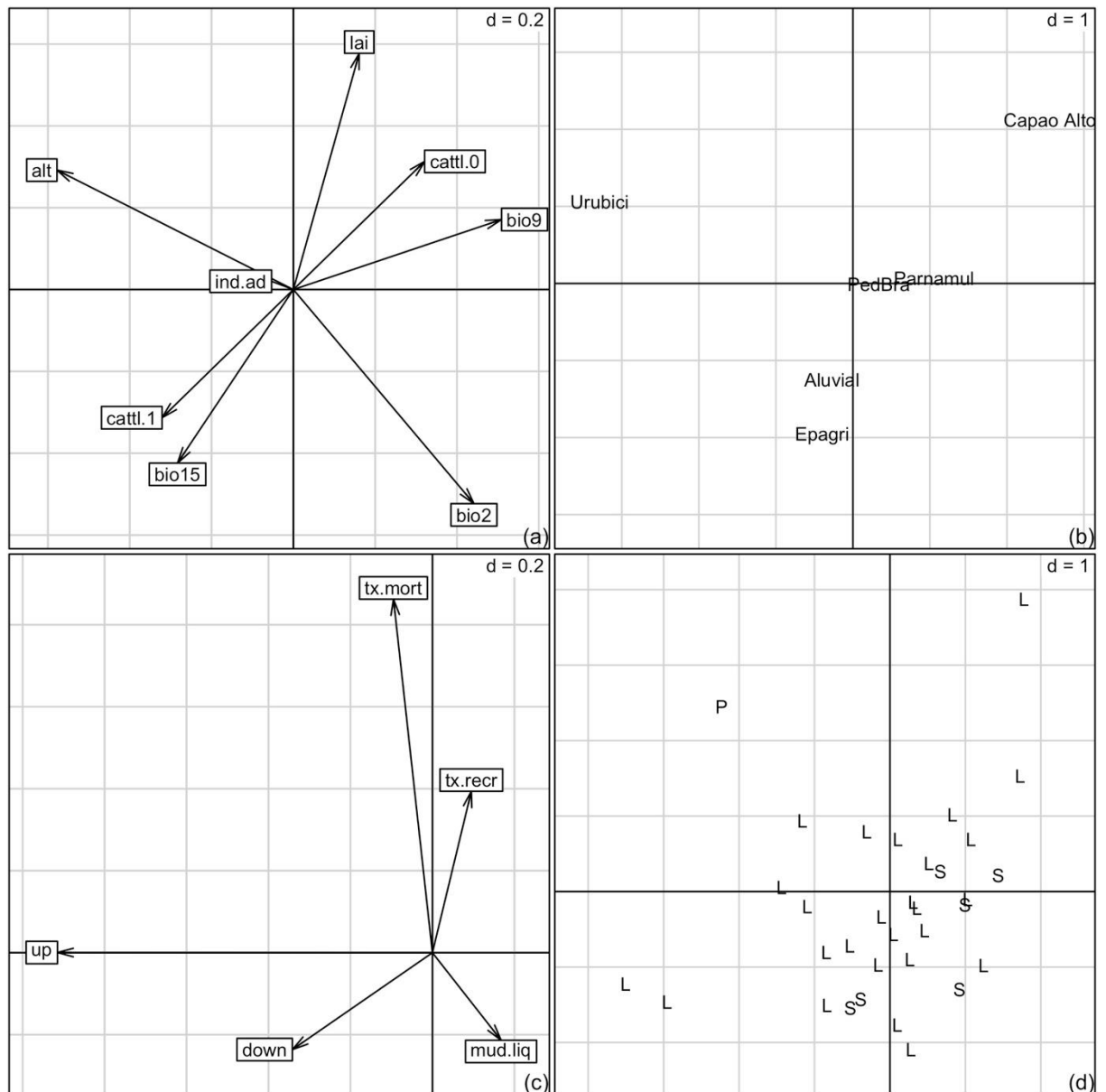
segundo inventário, respectivamente), Fabaceae (sete e nove), Lauraceae (seis e cinco), Asteraceae (cinco em ambos os anos) e Solanaceae (cinco em ambos os anos).

As espécies regenerantes mais abundantes na região foram *Nectandra megapotamica*, com 213 e 320 indivíduos no primeiro e segundo inventários, respectivamente, *Allophylus edulis*, com 235 indivíduos no primeiro inventário e 275 no segundo, *Cupania vernalis* Cambess, que apresentou 199 indivíduos no primeiro e 233 no segundo inventário e *Matayba elaeagnoides*, com 186 e 213 indivíduos no primeiro e segundo inventários, respectivamente. *Araucaria angustifolia*, espécie que caracteriza a Floresta Ombrófila Mista, não esteve entre as dez mais abundantes no sub-bosque, apresentando 69 e 75 indivíduos amostrados nos anos avaliados.

Do total de espécies avaliadas, a maioria (72 indivíduos) apresentou mudança líquida positiva. Entre as espécies mais abundantes (> 100 indivíduos em pelo menos um dos inventários), as maiores taxas de recrutamento foram observadas para *Calypttranthes concinna* DC. (33,5%.ano<sup>-1</sup>) e *Nectandra megapotamica* (32,2%.ano<sup>-1</sup>), que também apresentaram os maiores valores de mudanças líquidas no período de, respectivamente, 68,7% e 50,2%. *Symphypappus itatiayensis* se destacou com a maior taxa de mortalidade (22,0%.ano<sup>-1</sup>) e a maior taxa de mudança para as classes de tamanho superiores (6,8%.ano<sup>-1</sup>). Em mudança para as classes inferiores, *Campomanesia xanthocarpa* foi a espécie de maior valor (3,5%.ano<sup>-1</sup>). Apesar de o maior recrutamento que mortalidade de *Annona rugulosa*, sua mudança líquida foi negativa devido à perda de indivíduos que não ocorreu devido à mortalidade, e sim pela passagem desses para o componente adulto.

Observou-se elevada heterogeneidade da dinâmica do componente regenerativo em função, principalmente, da interação entre as variáveis climáticas, de altitude, a presença de gado e a composição florístico-estrutural dos remanescentes (Figura 2). Os dois primeiros eixos da ordenação RLQ explicaram 99,32% da relação existente entre as variáveis explicativas, as taxas demográficas e a composição florístico-estrutural dos remanescentes, com o primeiro eixo explicando 81,97% da variação total. De fato, a análise “*fourth corner*” indicou a existência de uma relação global significativa entre as variáveis avaliadas ( $p = 0,02$ ).

Figura 2 - Ordenações produzidas por meio da análise RLQ para as comunidades regenerantes de fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense, com indicação dos *loadings* (correlação) das variáveis explicativas (a) e taxas demográficas das espécies (c), em relação ao eixo 1 e 2 da RLQ, com os respectivos *scores* dos remanescentes (b) e espécies avaliadas, indicadas por suas respectivas guildas de regeneração (d). A letra d no canto superior direito indica a dimensão do *grid* de escala.



alt= altitude; lai= índice de área foliar; cattl.1= presença de gado; cattl.0= ausência de gado; bio2= média da amplitude térmica diária; bio9= temperatura média no trimestre mais seco; bio15= sazonalidade da precipitação; ind.ad= densidade do componente adulto (DAP > 5 cm); Urubici= fragmento estudado em Urubici; Capao Alto= fragmento estudado em Capão Alto; PedBra, Parnamul, Epagri e Aluvial= fragmentos estudados em Lages; tx.mor= taxa de mortalidade; tx.recr= taxa de recrutamento; mud.= taxa de mudança líquida em número de indivíduos; up= taxa de mudança para classes superiores de altura; down= taxa de mudança

para classes inferiores de altura; P= espécies pioneiras; L= espécies classificadas como clímax exigente em luz; S= espécies classificadas como clímax tolerante à sombra.

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

É possível observar, ao longo do eixo 1, o mais explicativo, que as variáveis que apresentaram maior correlação foram a altitude (*alt*, *loading* = -0,58), a temperatura média no trimestre mais seco (*bio9*, *loading* = 0,51), a média da amplitude da temperatura diária (*bio2*, *loading* = 0,44) e a presença ou ausência de gado (*cattl.0*, *loading* = 0,32 e *cattl.1*, *loading* = -0,32) (Figura 2a). Neste eixo, Urubici se destacou por ocupar o extremo esquerda da ordenação (Figura 2b), com maior altitude, menor temperatura média no trimestre mais seco, menor amplitude da média da temperatura diária e presença de gado. No outro extremo, situou-se Capão Alto, apresentando condições antagônicas. As demais áreas, todas localizadas em Lages, não apresentaram grandes distinções, ocupando regiões próximas ao centro da ordenação.

Quanto às taxas demográficas, observa-se que taxa de mudança para as classes de tamanhos superiores (up) foi a que apresentou maior correlação como eixo 1 da RLQ (*loading* = -0,91) (Figura 2c). Neste sentido, nota-se que o padrão de dinâmica do componente regenerativo em Urubici se destacou pelo elevado crescimento em altura dos indivíduos, determinado, principalmente, pela grande participação de uma espécie pioneira (Figura 2d), que é o *Symphyopappus itatiayensis*. Do lado oposto do gráfico, nas áreas sem a presença de gado, se destacaram espécies climácicas.

## 2.4 Discussão

Para as áreas avaliadas, os resultados indicaram que a dinâmica de curto prazo (dois anos) da regeneração natural foi caracterizada pela instabilidade estrutural, expressa pelo aumento do número de indivíduos e maior número de espécies com mudanças para classes superiores de altura, e pela estabilidade da riqueza. O processo de estruturação do componente regenerativo pode ser interpretado como sendo característico de áreas que passaram por perturbações pretéritas (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010). De fato, além de terem sido intensamente exploradas no passado, principalmente nas décadas de 1950 até 1970, as áreas de FOM na região, apesar de atualmente estarem protegidas por lei, em um passado mais recente foram sujeitas a vários tipos de perturbações crônicas, tais como exploração seletiva,

pastejo e roçadas (SEVEGNANI et al., 2012). Algumas dessas perturbações permanecem até os dias atuais.

A maior estabilidade no número de espécies pode indicar que: i) a riqueza florística apresenta uma recuperação mais lenta do que a estrutura florestal (LIEBSCH et al., 2008), ou ii) as áreas, em função de seu histórico de perturbação, foram submetidas a um processo de homogeneização biológica (TABARELLI et al., 2012), de forma que o clímax florístico seja alcançado primeiro do que o clímax estrutural.

Quanto às espécies que compõem o componente regenerativo em condições de sub-bosque, pode-se observar que *Araucaria angustifolia*, que é a espécie que mais caracteriza a FOM em função de sua dominância no dossel, apresentou baixa representatividade, sendo que as angiospermas (*Nectandra megapotamica*, *Allophylus edulis*, *Cupania vernalis* e *Matayba elaeagnoides*) formaram o grupo mais expressivo. Este resultado confirma que *A. angustifolia* apresenta baixa capacidade de estabelecimento em condição de sub-bosque (SOUZA, 2007), quando comparado com espécies pertencentes às famílias Lauraceae e Sapindaceae. No caso das angiospermas, a formação de um banco de plântulas no sub-bosque representa uma importante estratégia de regeneração de ecossistemas florestais, sendo esta forma de estabelecimento frequentemente observada para *Nectandra megapotamica* em florestas do sul do Brasil (e.g., CHAMI et al., 2011; SCOTTI et al., 2011).

A análise das taxas demográficas das espécies reforça esta ideia, uma vez que as angiospermas citadas acima apresentaram valores de mudança líquida em número de indivíduos ( $> 14,0\%.\text{ano}^{-1}$ ) bastante superiores (mais que 1,8 vezes) ao observado para *Araucaria angustifolia* ( $8,7\%.\text{ano}^{-1}$ ). Porém, como destacado por Paludo et al. (2011), mesmo com baixa representatividade no sub-bosque, *A. angustifolia* consegue manter uma regeneração viável ao longo do tempo, sendo sua baixa representatividade no sub-bosque o resultado de suas características ecológicas. Como observado por Lusk et al. (2015), este mesmo padrão de taxas demográficas encontrado no presente estudo para angiospermas e gimnospermas no sub-bosque é frequentemente observado em florestas mistas em diferentes partes do mundo. Os mesmos autores sugerem que a baixa densidade de gimnospermas em condições de sub-bosque, em contraste com a maior densidade em áreas abertas, está relacionada à maior tolerância destas à dessecação e geada em áreas abertas, em relação às angiospermas. Neste sentido, em condição de sub-bosque, onde as condições climáticas são menos extremas, as angiospermas apresentam maior eficiência competitiva em relação às gimnospermas que, por outro lado, se comportam como melhores colonizadoras de áreas abertas.



Apesar dos padrões de mudanças líquidas positivas e maior crescimento, várias espécies, entre elas a *Campomanesia xanthocarpa*, apresentaram taxas de mudança para classes de tamanhos inferiores, igual ou maior às taxas de mudança para classes superiores. A redução do tamanho em altura dos regenerantes pode ser explicada por uma variedade de eventos, muitas vezes de natureza estocástica, que podem ser considerados hostis ao desenvolvimento das plantas, como a quebra causada por danos mecânicos (e.g. queda de árvores, galhos, pisoteio de animais, impacto antrópico), herbivoria e doenças. Neste sentido, espera-se que as espécies de crescimento mais lento, ou aquelas que permanecem suprimidas em condição de sub-bosque, sejam mais susceptíveis à redução do tamanho em altura e, conseqüentemente, à mortalidade (INMAN-NARAHARI et al., 2014), uma vez que estão mais tempo sujeitas a estes eventos. Assim, os resultados reforçam a ideia de que espécies na fase de regeneração natural em condição de sub-bosque estão sujeitas a fortes pressões ambientais (POORTER, 2007), o que explica o fato de poucos indivíduos conseguirem alcançar a fase adulta.

Dentre as espécies mais abundantes (> 100 indivíduos), *Symphyopappus itatiayensis* foi a única que pode ser classificada como uma típica pioneira e que apresentou elevada taxa de mortalidade e de crescimento em altura, o que é comum para espécies pertencentes a este grupo funcional (BROKAW, 1987). A relação positiva entre o crescimento e a mortalidade em ecossistemas florestais tem sido relatada em alguns estudos (e.g., WRIGHT et al., 2010) e é tida como o resultado de um *trade-off* em relação ao investimento em atributos que maximizam o crescimento ou a sobrevivência, definindo, assim, diferentes estratégias de vida (PHILIPSON et al., 2014).

Nota-se que *S. itatiayensis* ocorreu associado à área de Urubici, que também apresentou gado, o que sugere que este tipo de perturbação crônica seja favorável ao estabelecimento de espécies com essa estratégia de vida. De fato, como demonstrado por Souza et al. (2012), perturbações crônicas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista impedem o avanço sucessional, favorecendo espécies pioneiras. Por outro lado, áreas sem a presença de gado se destacaram pela presença no sub-bosque de espécies climácicas. Este resultado corrobora com as observações de Vicente-Silva et al. (2016), que avaliaram gradientes sucessionais em áreas de Floresta Ombrófila Mista, indicando que setores não perturbados, em avançado estágio de sucessão, são caracterizados por apresentar um sub-bosque com espécies com atributos funcionais que caracterizam estratégias conservadoras, típicas de espécies tardias.

Vale ressaltar que seria esperado uma elevada densidade de *Araucaria angustifolia* em ambientes perturbados (SOUZA et al., 2012; LUSK et al., 2015), já que esta também é favorecida pela maior abertura do dossel, considerando suas características ecológicas. Porém, destaca-se que a área de Urubici se trata de uma floresta nebulosa que, na região, é caracterizada pela baixa densidade dessa espécie (MARCON et al., 2014). Desta forma, isso pode explicar o fato de, em áreas nebulosas, *S. itatiayensis* ter substituído *A. angustifolia* como uma colonizadora de áreas perturbadas.

Neste sentido, quando se analisa a inter-relação entre as taxas demográficas das espécies, as variáveis explicativas e a organização florístico-estrutural dos remanescentes, fica evidenciado que, em escala regional, a dinâmica do componente regenerativo variou, predominantemente, em função da capacidade de crescimento em altura dos regenerantes arbóreos. Como destacado, isto se deu, fundamentalmente, pela presença de espécies com maior capacidade de crescimento em altura em locais com perturbações crônicas, no nosso caso, expressas pela presença de gado. Isto sugere que, apesar da altitude (alt) e dos aspectos climáticos (bio2 e bio9) terem sido as variáveis de maior poder explicativo na análise RLQ, os distúrbios crônicos podem estar desempenhando uma influência determinante no padrão de dinâmica da regeneração natural em escala regional. Assim, pode-se inferir que, para a escala espacial considerada, a altitude e as variáveis climáticas sejam determinantes para a definição do conjunto de espécies que pode potencialmente ocupar em um determinado local, como já observado por Higuchi et al. (2012) para o componente adulto desta fitofisionomia. A ocorrência expressiva de *S. itatiayensis*, ao invés de *A. angustifolia* em Urubici, seria um exemplo desta influência. Já o papel das perturbações crônicas, como indicado por Souza et al. (2012) e Lusk et al. (2015), seria mais relevante na definição do tipo de estratégia ecológica a se destacar no remanescente, expressa, no presente estudo, pelas taxas demográficas das espécies. Ao contrário do esperado, o ambiente lumínico, caracterizado pelo IAF, assim como a estruturação do componente arbóreo, expresso pela densidade dos indivíduos adultos, não influenciaram o padrão regional de dinâmica do componente regenerativo, o que sugere que a variação destas variáveis, quando contextualizadas em relação às demais variáveis explicativas, não tenha sido expressiva o suficiente para impactar as taxas demográficas observadas.

## 2.5 Conclusão

Conclui-se que, em escala regional, a dinâmica de curto prazo (dois anos) do componente regenerativo foi caracterizada por um processo de estruturação e estabilidade da riqueza. Além disso, observou-se que, na regeneração natural em condição de sub-bosque, as angiospermas apresentaram maior representatividade do que *Araucaria angustifolia*. De forma geral, a dinâmica ocorreu de forma heterogênea no espaço, sendo que a maior variação se deu em função do crescimento em altura dos regenerantes. Com relação à influência de variáveis explicativas, infere-se que o clima (temperatura) e a altitude desempenham papel relevante na definição da identidade florística nas áreas, e que as perturbações crônicas (gado) são influentes na definição das estratégias ecológicas das espécies.

## 2.6 Referências bibliográficas

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 161, n. 2, p. 105-121, 2009.

BENJAMINI, Y.; HOCHBERG, Y. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, v. 57, n. 1, p. 289-300, 1995.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*. N. 66, p. 682-687, 1985.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. *The Journal of Ecology*, v. 75, n. 1, p. 9-19, 1987.

CHAMI, L. B.; ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; KIELSE, P.; LÚCIO, A. D. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. *Ciência Rural*, v. 41, n. 2, 2011.

CLARY, W. P. Vegetation and soil responses to grazing simulation on riparian meadows. *Journal of Range Management*, v. 48, p. 18-25, 1995.

COSTA, L.; VOLTOLINI, J. C. Impacto do pisoteio do gado sobre floresta ripária no Vale do Paraíba, Tremembé, SP. *Revista Biociências*, v. 19, n. 1, p. 93-103, 2013.

COSTA, T. V.; VENZKE, T. S. L. Regeneração natural em Mata de Restinga em área de pecuária extensiva no município de Pelotas, extremo sul do Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 36, n. 88, p. 339-345, 2016.

DALLA ROSA, A.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MARCON, A. K.; MISSIO, F. F.; BENTO, M. A.; SILVA, J. O.; GONÇALVES, D. A.; RODRIGUES JÚNIOR, L. C. Natural regeneration of tree species in a cloud forest in Santa Catarina, Brazil. *Revista Árvore*, v. 40, n. 6, p. 1073-1082, 2016.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* v. 18, p. 431-451, 1987.

DRAY, S.; DUFOUR, A.B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, v. 22, n. 4, p. 1-20, 2007.

DRAY, S.; LEGENDRE, P. Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology*, v. 89, n. 12, p. 3400-3412, 2008.

DRAY, S.; CHOLER, P.; DOLÉDEC, S.; PERES-NETO, P. R.; THUILLER, W.; PAVOINE, S.; TER BRAAK, C. J. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*, v. 95, n. 1, p. 14-21, 2014.

GUIDINI, A. L.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; DALLA ROSA, A.; SPIAZZI, F. R.; NEGRINI, M.; FERREIRA, T. S.; SALAMI, B.; MARCON, A. K.; BUZZI JUNIOR, F. Invasão por espécies arbóreas exóticas em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense. *Revista Árvore*, v. 38, n. 3, p. 469-478, 2014.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FERREIRA, T. S.; SOUZA, S. T.; GOMES, J. P.; SILVA, K. M.; SANTOS, K. F. Floristic composition and phytogeography of the tree component of Araucaria Forest fragments in southern Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, v. 35, n. 2, p. 145-157, 2012.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; BUZZI JUNIOR, F.; NEGRINI, M.; FERREIRA, T. S.; 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*, v. 43, n. 106, p. 251-259, 2015.

HIJMANS, R. J.; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P. G.; A. JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005.

HIJMANS, R. J. Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=raster>> Acesso em: 02/12/2016.

IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. 271 p.

INMAN-NARAHARI, F.; OSTERTAG, R.; ASNER, G. P.; CORDELL, S.; HUBBELL, S. P.; SACK, L. Trade-offs in seedling growth and survival within and across tropical forest microhabitats. *Ecology and Evolution*, v. 4, n. 19, p. 3755-3767, 2014.

JANICKE, J. Ecological effects caused by the grazing of cattle on public lands. *The Honors Journal*, v. 13, p. 76-82, 2008.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science*, v. 4, n. 1, p. 77-86, 1994.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G. S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Ecology*, v. 73, n. 3, p. 915-924, 1985.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation*, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.

LUSK, C. H.; JORGENSEN, M. A.; BELLINGHAM, P. J. A conifer–angiosperm divergence in the growth vs. shade tolerance trade-off underlies the dynamics of a New Zealand warm-temperate rain forest. *Journal of Ecology*, v. 103, n. 2, p. 479-488, 2015.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botanica Brasilica*, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MARCON, A. K.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; SOUZA FERREIRA, T.; MISSIO, F. F.; SALAMI, B.; DALLA ROSA, A.; NEGRINI, M.; BENTO, M. A.; BUZZI JÚNIOR, F. Variação florístico-estrutural em resposta à heterogeneidade ambiental em uma floresta nebulosa em Ububici, Planalto Catarinense. *Scientia Forestalis*, v. 42, n. 103, p. 439-450, 2014.

NAIMI, B. Usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. R package. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=usdm>> Acesso em: 02/12/2016.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de floresta ombrófila mista em Nova Prata, RS. *Ciência Florestal*, v. 11, n. 1, p. 105-119, 2011.

NORDEN, N.; CHAZDON, R. L.; JIANG, Y. H.; VILCHEZ-ALVARADO, B. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters*, v. 12, n. 5, p. 385-394, 2009.

NUNES, A. S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; KILCA, R. V.; SILVA, M. A. R.; DALLA ROSA, A.; SOBOLESKI, V. F.; DALLABRIDA, J. P.; SOUZA, K.; CRUZ, A. P.; LIMA, C. L.; STEDILLE, L. I. B.; LEMOS, A. C. Potencial invasor de *Ligustrum* spp. no sub-bosque de um remanescente de Floresta com Araucária: uma abordagem demográfica. *Ciência Florestal*, submetido.

OKSANEN, J.; GUILLAUME BLANCHET, F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. *Vegan: Community Ecology Package*. R package. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>> Acesso em: 02/10/2016.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; ALMEIDA, R. J.; MELLO, J. M.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 17, p. 67-85, 1994.

PALUDO, G. F.; MANTOVANI, A.; REIS, M. S. Regeneração de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). *Revista Árvore*, v. 35, n. 5, p. 1107-1119, 2011.

PHILIPSON, C. D.; DENT, D. H.; O'BRIEN, M. J.; CHAMAGNE, J.; DZULKIFLI, D.; NILUS, R.; PHILIPS, S.; REYNOLDS, G.; SANER, P.; HECTOR, A. A trait-based trade-off between growth and mortality: evidence from 15 tropical tree species using size-specific relative growth rates. *Ecology and Evolution*, v. 4, n. 18, p. 3675-3688, 2014.

POORTER, L. Are species adapted to their regeneration niche, adult niche, or both? *The American Naturalist*, v. 169, n. 4, p. 433-442, 2007.

PRIMACK, R. B.; ASHTON, P. S.; CHAI, P.; LEE, H. S. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. *Ecology*, v. 66, n. 2, p. 577-588, 1985.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>> Acesso em: 02/12/2016.

RECH, C. C. C.; SILVA, A. S.; HIGUCHI, P.; SCHIMALSKI, M. B.; PSCHIEDT, F.; SCHMIDT, A. B.; ANSOLIN, R. D.; BENTO, M. A.; MISSIO, F. F.; LOEBENS, R. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 2, p.194-203, 2015.

- SAMPAIO, M. B.; GUARINO, E. S. G. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Árvore*, v. 31, n. 6, p. 1035-1046, 2007.
- SANTOS, J. H. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; SOUZA, A. L.; SANTOS, E. S.; MEUNIER, I. M. J. Distinção de grupos ecológicos de espécies florestais por meio de técnicas multivariadas. *Revista Árvore*, v. 28, n. 3, p. 387-396, 2004.
- SANTOS, S. F.; SOUZA, A. F. Estrutura populacional de *Syagrus romanzoffiana* em uma floresta ripícola sujeita ao pastejo pelo gado. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, supl. 1, p. 591-593, 2007.
- SANTOS, V. E.; SOUZA, A. F.; VIEIRA, M. L. Efeito do pastejo na estrutura da vegetação de uma Floresta Estacional Ripícola. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, supl. 1, p. 171-173, 2007.
- SCHULZ, T. T.; LEININGER, W. C. Differences in riparian vegetation structure between grazed areas and exclosures. *Journal of Range Management*, v. 43, n. 4, p. 295-299, 1990.
- SCOTTI, M. S. V.; ARAUJO, M. M.; WENDLER, C. F.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. *Ciência Florestal*, v. 21, n. 3, 2011.
- SEVEGNANI, L.; SILVA, T. C.; GASPER, A. L.; MEYER, L.; VERDI, M. Flora arbórea e o impacto humano nos fragmentos florestais na bacia do rio Pelotas, Santa Catarina, Brasil. *Revista de Estudos Ambientais*, v. 14, p. 60-73, 2012.
- SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.
- SILVA, J. O.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MAFRA, A. L.; LOEBENS, R.; RODRIGUES JUNIOR, L. C.; DALLA ROSA, A.; RECH, C. C. C.; BUZZI JUNIOR, F. Heterogeneidade ambiental e regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial. *Scientia Forestalis*, v. 44, n. 112, p. 787-797, 2016.
- SILVA, J. O.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MAFRA, A. L.; GONCALVES, D. A.; BUZZI JUNIOR, F.; DALLA ROSA, A.; CRUZ, A. P.; FERREIRA, T. S. Floristic composition and phytogeography contextualization of the natural regeneration of an alluvial forest located in the “Planalto Sul Catarinense” region, SC, Brazil. *Revista Árvore*, v. 41, n. 1, 2017.

SMALE, M. C.; DODD, M. B.; BURNS, B. R.; POWER, I. L. Long-term impacts of grazing on indigenous forest remnants on North Island hill country, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, v. 32, n. 1, p. 57-66, 2008.

SOBRAL, M.; JARENKOW, J. A.; BRACK, P.; IRGANG, B.; LAROCCA, J.; RODRIGUES, R. S. *Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil*. 2ª ed. São Carlos: RiMa, 2013.

SOUZA, A. F. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology*, v. 32, n. 5, p. 524-533, 2007.

SOUZA, A. F.; CORTEZ, L. S. R.; LONGHI, S. J. Native forest management in subtropical South America: long-term effects of logging and multiple-use on forest structure and diversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 21, n. 8, p. 1953-1969, 2012.

SOUZA, C. C.; DALLA ROSA, A.; SOUZA, K.; CRUZ, A. P.; GONÇALVES, D. A.; PSCHIEDT, F.; LOEBENS, R.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. Potencial regenerativo de uma floresta ecotonal na região do Alto Uruguai em Santa Catarina. *Ciência Florestal*, no prelo.

STERN, M.; QUESADA, M.; STONER, K. E. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Revista de Biologia Tropical*, v. 50, p. 1021-1034, 2002.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetatio*, v. 75, n. 1-2, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, v. 155, p. 136-140, 2012.

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*, v. 2, n. 4, p. 199-207, 2014.

TER BRAAK, C. J.; CORMONT, A.; DRAY, S. Improved testing of species traits-environment relationships in the fourth corner problem. *Ecology*, v. 93, n. 7, p. 1525-1526, 2012.



TOBLER, M. W.; COCHARD, R.; EDWARDS, P. J. The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology*, v. 40, p. 430-444, 2003.

TORIOLA, D.; CHAREYRE, P.; BUTTLER, A. Distribution of a primary forest plant species in a 18° year old secondary forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, v. 14, n. 3, p. 323-340, 1998.

VICENTE-SILVA, J.; BERGAMIN, R. S.; ZANINI, K. J.; PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C. Assembly patterns and functional diversity of tree species in a successional gradient of Araucaria forest in Southern Brazil. *Natureza & Conservação*, v. 14, n. 2, p. 67-73, 2016.

VOLPATO, M. M. L. Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica. 1994. 123f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 1994.

WHITMORE, T. C. Tropical rain forest of the Far East. 2ª ed. Oxford: Clarendon Press, 1984. 352 p.

WHITMORE, T.C. An introduction to tropical rain forest. 2ª ed. Oxford: Clarendon Press, 1990.

WRIGHT, S. J.; KITAJIMA, K.; KRAFT, N. J. B.; REICH, P. B.; WRIGHT, I. J.; BUNKER, D. E.; CONDIT, R.; DALLING, J. W.; DAVIES, S. J.; DÍAZ, S.; ENGELBRECHT, B. M. J.; HARMS, K. E.; HUBBELL, S. P.; MARKS, C. O.; RUIZ-JAEN, M. C.; SALVADOR, C. M.; ZANNE, A. E. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. *Ecology*, v. 91, n. 12, p. 3664-3674, 2010.



### 3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o presente estudo, foi possível constatar que a dinâmica de curto prazo do componente regenerativo foi caracterizada pelo elevado ganho em número de indivíduos regenerantes nos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista do Planalto Sul Catarinense, o que pode ser um indicativo de recuperação pós-distúrbio, tais como aqueles relacionados com perturbações crônicas recentes (e.g., presença de gado). Porém, foi observado que as espécies se distinguiram em sua capacidade de estabelecimento no sub-bosque, se destacando, com maiores ganhos, as angiospermas, sendo algumas bem adaptadas ao sub-bosque da floresta, como aquelas pertencentes às famílias Lauraceae e Sapindaceae, formando banco de plântulas.

Além disso, a dinâmica apresentou elevada heterogeneidade em escala regional, sendo influenciada pela altitude, clima e presença de gado. Destaca-se a maior variação da dinâmica associada ao crescimento em altura dos regenerantes, com maior desenvolvimento de *Symphypappus itatiayensis*, espécie pioneira mais abundante na área sujeita a perturbações crônicas pela presença de gado (Urubici). Assim, infere-se que o gado seja um importante fator influente na dinâmica do componente regenerativo e, conseqüentemente, na definição da composição florístico-estrutural, o que pode, ao longo do tempo, ser de elevada relevância para a definição da estrutura futura do componente arbóreo adulto.

Resultados como esse geram subsídios que podem ser utilizados em planos de conservação e recuperação. A partir da constatação do gado como importante definidor da estruturação dos regenerantes e, portanto, da floresta no futuro, é necessária a definição de políticas públicas que possam proteger, de forma mais efetiva, áreas remanescentes de reserva legal e de preservação permanente. Por exemplo, o cercamento dessas áreas impediria a entrada do gado, podendo ser bastante relevante para a conservação dos remanescentes.

A presença de gado pode afetar a floresta de diversas formas, ocasionando a compactação do solo e favorecendo a regeneração de espécies mais iniciais de sucessão, ou seja, as que possuem crescimento mais acelerado. A homogeneização florística ocasionada pela perda das espécies mais sensíveis à essa perturbação pode ser um importante fator atuante na perda da biodiversidade e riqueza das florestas. Recomenda-se, também, a continuidade dos estudos de dinâmica, para acompanhamento dos padrões dos remanescentes por um maior período de tempo e verificação de alterações nesses padrões.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BROCARD, C. R.; CÂNDIDO JÚNIOR, J. F. Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná, Brasil. *Revista Árvore*, v. 36, n. 2, p. 301-310, 2012.
- BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, v. 66, p. 682-687, 1985.
- CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. *Journal of Forestry Research*, v. 27, n. 3, p. 605-609, 2016.
- COOK, R. E. Patterns of juvenile mortality and recruitment in plants. In Solbrig, O. T.; Jain, S.; Johnson, G. B.; Raven, P. H. (Eds.), *Topics in Plant Population Biology*, pp. 207-231. Columbia University Press, New York. 1979.
- DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 18, p. 431-451, 1987.
- GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. M.; SCOLFORO, J. R. S. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no município de Afuá, estado do Pará. *Ciência Florestal*, v. 13, n. 2, p. 71-82, 2003.
- HARPER, J. L. *Population biology of plants*. London: Academic Press, 1977.
- HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FERREIRA, T. S.; SOUZA, S. T.; GOMES, J. P.; SILVA, K. M.; SANTOS, K. F. Floristic composition and phytogeography of the tree component of Araucaria Forest fragments in southern Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, v. 35, n. 2, p. 145-157, 2012.
- KNEITEL, J. M.; CHASE, J. M. Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. *Ecology Letters*, v. 7, n. 1, p. 69-80, 2004.
- LAMPRECHT, H. *Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado*. Zusammenarbeit: Dt. Ges. Für Techn. 1990.

MARTINS, S. V. Recuperação de matas ciliares. Viçosa: Editora da Universidade-UFV. 2001. 146 p.

PALUDO, G. F.; MANTOVANI, A.; REIS, M. S. Regeneração de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). Revista *Árvore*, v. 35, n. 5, p. 1107-1119, 2011.

RIBEIRO, T. M.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; POLISEL, R. T.; SANTOS, R. L. R. Fitossociologia de uma floresta secundária com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP. *Floresta e Ambiente*, v. 20, n. 2, p. 159-172, 2013.

RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. *Revista Árvore*, v. 31, n. 1, p. 25-35, 2007.

ROLLET, B. L'architecture de forêts denses humides sempervirens de Plaine. Norgent sur Marne: Centre Technique Forestier Tropical. 1974. 297 p.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. *Floresta*, Curitiba, v. 36, n. 1, p.59-74, abr. 2006.

SOUZA, A. F.; CORTEZ, L. S. R.; LONGHI, S. J. Native forest management in subtropical South America: long-term effects of logging and multiple-use on forest structure and diversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 21, n. 8, p. 1953-1969, 2012.

SVENNING, J. C. On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). *The Botanical Review*, v. 67, p. 1-53, 2001.

WRIGHT, S. J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, v. 130, n. 1, p. 1-14, 2002.

WRIGHT, S. J.; KITAJIMA, K.; KRAFT, N. J. B.; REICH, P. B.; WRIGHT, I. J.; BUNKER, D. E.; CONDIT, R.; DALLING, J. W.; DAVIES, S. J.; DÍAZ, S.; ENGELBRECHT, B. M. J.; HARMS, K. E.; HUBBELL, S. P.; MARKS, C. O.; RUIZ-JAEN, M. C.; SALVADOR, C. M.; ZANNE, A. E. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. *Ecology*, v. 91, n. 12, p. 3664-3674, 2010.

WHITMORE, T. C. Tropical rain forest of the Far East. 2<sup>a</sup> ed. Oxford: Clarendon Press. 1984. 352 p.

WHITMORE, T. C. An introduction to tropical rain forest. 2<sup>a</sup> ed. Oxford: Clarendon Press, 1990.





## 5 ANEXO

Anexo 1 - Valores das variáveis utilizadas na análise RLQ, referentes a altitude, clima e presença ou ausência de gado, em cada um dos fragmentos florestais estudados no Planalto Sul Catarinense.

Variáveis	Lages/ Aluvial	Capão Alto	Lages/ Epagri	Lages/ Parnamul	Lages/Pedras Brancas	Urubici
Altitude (m)	936	845	963	934	989	1514
bio1 (°C)	16,4	16,5	16,2	16,3	16,1	13,0
bio2 (°C)	10,5	10,3	10,6	10,7	10,5	9,6
bio3 (%)	52	53	52	52	53	55
bio4 (°C, desvio padrão*100)	311,0	298,4	317,4	319,8	305,6	255,1
bio5 (°C)	26,5	26,4	26,5	26,6	26,2	22,2
bio6 (°C)	6,6	7,3	6,3	6,3	6,5	4,9
bio7 (°C)	19,9	19,1	20,2	20,3	19,7	17,3
bio8 (°C)	14,7	15,1	14,5	14,5	14,5	16,0
bio9 (°C)	12,6	16,2	12,4	12,4	12,3	10,5
bio10 (°C)	20,3	20,2	20,2	20,3	19,9	16,0
bio11 (°C)	12,4	12,8	12,2	12,2	12,2	9,7
bio12 (mm)	1466	1628	1466	1463	1484	1731
bio13 (mm)	152	164	149	149	155	183
bio14 (mm)	96	115	97	95	99	114
bio15 (%)	16	11	15	15	15	15
bio16 (mm)	420	462	421	420	423	501
bio17 (mm)	301	363	308	306	306	350
bio18 (mm)	416	432	410	409	422	501
bio19 (mm)	334	374	336	334	340	364
Gado (1=presença; 0=ausência)	1	0	1	0	0	1

Alt = altitude; bio 1 = temperatura média anual; bio 2 = média da amplitude térmica diária; bio 3 = isotermalidade; bio 4 = sazonalidade térmica; bio 5 = temperatura máxima no mês mais quente; bio 6= temperatura mínima no mês mais frio; bio 7 = amplitude térmica anual; bio 8 = temperatura média no trimestre mais úmido; bio 9 = temperatura média no trimestre mais seco; bio 10= temperatura média no trimestre mais quente; bio 11 = temperatura média no trimestre mais frio; bio 12 = precipitação (pp) total anual; bio 13= pp no mês mais úmido; bio 14 = pp no mês mais seco; bio 15 = sazonalidade da pp; bio 16 = pp total no trimestre mais úmido; bio 17 = pp total no trimestre mais seco; bio 18 = pp total no trimestre mais quente e bio 19 = pp total no trimestre mais frio; gado = presença ou ausência de gado.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.