



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

GABRIELA CORREIA ARAUJO DA CRUZ

**INFLUÊNCIA DA DECLIVIDADE DO SOLO NA DINÂMICA
POPULACIONAL DE *Astronium graveolens* Jacq.
(ANACARDIACEAE)**

Londrina
2012

GABRIELA CORREIA ARAUJO DA CRUZ

**INFLUÊNCIA DA DECLIVIDADE DO SOLO NA DINÂMICA
POPULACIONAL DE *Astronium graveolens* Jacq.
(ANACARDIACEAE)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ciências Biológicas (Botânica) da
Universidade Estadual de Londrina para obtenção do
título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Edmilson Bianchini.

Londrina
2012

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

C957i Cruz, Gabriela Correia Araujo da.
Influência da declividade do solo na dinâmica populacional de *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae)
/ Gabriela Correia Araujo da Cruz. – Londrina, 2012.
60 f. : il.

Orientador: Edmilson Bianchini.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2012.
Inclui bibliografia.

1. Anacardiaceae – Teses. 2. Plantas população – Teses. 3. Plantas e solo – Teses. 4. Ecologia Florestal – Teses. I. Bianchini, Edmilson. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 582.765

GABRIELA CORREIA ARAUJO DA CRUZ

**INFLUÊNCIA DA DECLIVIDADE DO SOLO NA DINÂMICA
POPULACIONAL DE *Astronium graveolens* Jacq. (ANACARDIACEAE)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ciências Biológicas (Botânica) da
Universidade Estadual de Londrina para obtenção do
título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Edmilson Bianchini
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Profa. Dra. Rita de Cássia Q. Portela
Instituto de Biologia - IB

Prof. Dr. José Antonio Pimenta
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. José Marcelo D. Torezan
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Profa. Dra. Renata Stolf Moreira
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 28 de junho de 2012.

À minha mãe, Dolores e meus irmãos Thiago
e Paulo Henrique, dedico

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. Edmilson Bianchini, pela ajuda, orientação e aprendizado.

Ao Prof. Dr. José Antônio Pimenta pelas contribuições em todas as fases de realização do trabalho.

À Professora Dra. Rita de Cássia Q. Portela por ter aceitado participar do processo de avaliação deste trabalho e pelas sugestões e críticas valiosas.

À Profa. Ana Vergínia L. Messetti pela ajuda com às análises estatísticas, especialmente no programa R.

À Universidade Estadual de Londrina pelo apoio e infra-estrutura para o desenvolvimento do trabalho.

Ao proprietário da Fazenda Doralice.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia Vegetal, pelo apoio, em especial a Ana Paula Pavanelli pelo trabalho realizado anteriormente com a espécie, e a Ana Paula Liboni, por todo auxílio com as análises estatísticas.

À todos que participaram nos trabalhos de campo: Valéria, Luciana Franci, Eloisa Carvalho, Jamile Schmitt, Daniel Caratti, Natalia de Almeida, Pâmela Santana, Larissa, Fabiana Tibola, Luis Storti, Andréia Avian, Maristela Zama, por todos os momentos de trabalho, distração, e principalmente de cansaço que compartilhamos nas idas a campo, graças a dedicação de cada um de vocês esse trabalho pode ser realizado.

Aos meus queridos amigos e familiares que sempre torceram por mim, e à minha mãe Dolores e meus irmãos Thiago e Paulo Henrique, sem vocês nada na minha vida seria possível.

Á todos que de forma direta ou indireta contribuíram para realização desse trabalho.

CRUZ, G.C.A. **Influência da declividade do solo na dinâmica populacional de *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2012.

RESUMO

Dentre as variáveis ambientais que podem atuar nas populações de plantas, a declividade do solo é uma delas, pois em conjunto com outros fatores produz uma variedade de situações ambientais, criando um mosaico de microambientes que exercem um efeito considerável na maneira das diferentes espécies explorarem o ambiente. Considerando a diferença topográfica das áreas estudadas, e os resultados de cinco anos de levantamentos demográfico na área de estudo, este trabalho tem como objetivo avaliar o efeito da declividade sobre a dinâmica populacional de *A. graveolens*. Para isso três hipóteses foram testadas: i) o recrutamento dos indivíduos de *A. graveolens* é maior na área de declive; ii) a mortalidade é maior na área de platô; iii) a fecundidade e estabelecimento dos indivíduos são maiores na área de declive. Foram utilizadas análises com abordagem prospectiva (sensibilidade e elasticidade) e retrospectiva (LTRE) para verificar se ocorre variação nas taxas demográficas como resultado da variação topográfica do local, quando comparados os grupos de indivíduos da área plana (AP) e da área de declive (AD) e se ocorre, como essa variação pode afetar a dinâmica e futuro da população no local. O estudo foi desenvolvido no fragmento de floresta estacional semidecidual da Fazenda Doralice (sede - 23°16'S e 51°03'W), às margens do rio Tibagi, município de Ibiporã, PR, Brasil, a 480m de altitude, com área aproximada de 100 ha. Neste local, o relevo é formado por um declive acentuado que se estende por cerca de 40-50 m a partir da margem esquerda do rio, gradualmente tornando-se menos declivoso, até formar uma área plana (platô) que dista cerca de 300 m do rio. A espécie escolhida para o estudo é o *Astronium graveolens* Jacq., conhecido como guarita, é uma árvore caducifolia, comumente com 10 m a 20 m de altura e com 40 cm a 60 cm de DAP, podendo atingir até 30 m de altura e 100 cm ou mais de DAP. A espécie é característica principalmente da Floresta Estacional Semidecidual, na formação submontana, onde ocupa o estrato emergente, sendo comum na floresta ciliar da bacia do rio Tibagi, no norte do Paraná. Para os estudos de demografia e estrutura de tamanho foram demarcadas em cada área (platô e declive) 50 parcelas de 100 m² (10x10m). Os indivíduos foram separados em 7 classes de altura: C1: >0 a 0,25 m; C2: >0,25 a 0,5 m; C3: >0,5 a 1m; C4: >1 a 2m; C5: >2 a 4m; C6: >4 a 8m; C7: >8 m, sendo a última considerada composta por indivíduos reprodutivos. Foram construídas matrizes de transição para AP e AD, para cada intervalo anual (2007-2008, 2008-2009, 2009-2010 e 2010-2011) onde foram registrados movimentos de morte, ingresso e recrutamento para classes de altura maior ou regresso para classes de altura inferiores e calculada taxa finita de crescimento populacional. Foi utilizada a análise de perturbação retrospectiva, o LTRE (life-table-response-experiment), para identificar quais elementos da matriz contribuem de forma mais significativa para as variações no λ em cada área. As análises dos resultados indicam que a dinâmica populacional diferiu entre as áreas, principalmente em relação ao recrutamento dos indivíduos para classes de altura subsequentes e a permanência na mesma classe, confirmando a hipótese de que o recrutamento foi maior na AD. Já a mortalidade e a fecundidade não apresentaram diferenças entre as áreas. É possível considerar que a diferença na densidade de *A. graveolens* nas áreas de estudo possa ser causada pela melhor adaptação ao ambiente declivoso, que pode apresentar micrositios favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento dos indivíduos da espécie local, mesmo com os eventos estocásticos alterando a taxa finita de crescimento populacional eventualmente. Em caso de manutenção das condições ambientais ao longo dos anos, a população de *A. graveolens* poderá se manter em equilíbrio nas duas áreas do fragmento.

Palavras-chave: Anacardiaceae. Plantas população. Plantas e solo. Ecologia Florestal.

CRUZ, G.C.A. **Influence of soil slopes in *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae) population dynamics.** Dissertation (Master's Degree in Biological Sciences) State University of Londrina, Londrina. 2012.

ABSTRACT

Among the environmental variables that may act in plant populations, the soil slope is one of them, because together with other factors produces a variety of environmental situations, creating a mosaic of microenvironments that practice a considerable effect on the way of the different species exploit environments. Considering the difference topography of studied areas, and the results of five years of demographic surveys, this study aimed to evaluate the effect of slope on the *A. graveolens* population dynamics. Three hypotheses were tested: i) the recruitment of *A. graveolens* was greater in the slope area (AD); ii) mortality was higher in the plateau area (AP); iii) the fecundity and establishment of individuals were higher in AD. The study was developed in a fragment of seasonal semi deciduous forest at Doralice Farm (headquarters -23° 16'S and 51° 03'W), at the Tibagi riverbanks, Iporã county, PR, Brazil. The forest remnant had approximately 480 m of altitude and 100 ha of area. In the studied place, the relief is formed by a steep slope that extends 40-50 m from the left bank of the Tibagi river, gradually becoming less sloping, to form a flat area (plateau) about 300 meters from the river. The species studied was *Astronium graveolens* Jacq., popularly known as Guarita. The species is deciduous, commonly with 10 to 20 meters height and 40 to 60 centimeters diameter at breast height (DBH), reaching up to 30 meters height and 100 centimeters or more in DBH. The species is especially characteristic of submontane seasonal semi deciduous forest, where it occupies the emergent layer. It is common in riparian forest Tibagi River basin, in northern Paraná. For the study, 50 plots of 100 m² (10m x 10m) were demarcated in each area (AP and AD). All *A. graveolens* individuals found in the plots were marked with metal plates and mapped using their Cartesian coordinates (x, y). The individuals were divided in seven height classes: C1: > 0 to 0.25 m; C2: > 0.25 to 0.5 m; C3: > 0.5 to 1m; C4: > 1 to 2m; C5: > 2 to 4m; C6: > 4 to 8m; C7: > 8 m. The latter class was considered as reproductive. Five censuses were conducted annually in the period 2007-2011 in the months of June, July and August. For each annual interval (2007-2008, 2008-2009, 2009-2010 and 2010-2011) were calculated the proportion of individuals that grew to the next height class, stayed in the same class, returned to earlier class due to breakage and fecundity. We constructed transition matrices for AP and AD for each annual interval and calculated finite rate of population growth (λ). We used a prospective (sensitivity and elasticity) and retrospective (LTRE) analysis. The analyzes of the results indicate that the population dynamics differ among areas, especially in relation to the recruitment of individuals for subsequent height classes and the stay in the same class. We confirmed the first hypothesis that the recruitment was higher in AD and we refused the others hypothesis since mortality and fecundity did not differ between areas. The highest species density in AD may be explained by better adaptation in this area due to the higher number of microsites favor able to regeneration of the species in this area, even with stochastic events changing the finite rate of population growth. In case of the maintenance of the environmental conditions over time, the population of *A. graveolens* may remain in equilibrium in the two areas of the fragment.

Keywords: Anacardiaceae. Plant population. Plants and soil. Forest Ecology.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Localização do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil(adaptado de Aguiar et al. 2009).....24
- Figura 2** - Relevo das áreas amostradas no platô (AP) e no declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Fonte: Valéria Teodoro da Silva.....24
- Figura 3** - *Astronium graveolens*. A -indivíduo adulto; B e C -frutos; D -indivíduo jovem. Fotos: Marcelo Arassaki (A), Rolando Perez (B, C), Gabriela C. A. da Cruz (D)26
- Figura 4** - Esquema de distribuição das parcelas nas áreas de estudo do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil26

Capítulo 1

- Figura 1** - Figura 1. Localização do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil(adaptado de Aguiar et al. 2009)37
- Figura 2** - Relevodas áreas amostradas no platô (AP) e no declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Fonte: Valéria Teodoro da Silva.....38
- Figura 3** - Diagrama do ciclo de vida usado para o modelo matricial de *Astronium graveolens*. F= fecundidade, R= recrutamento, C= crescimento e C1-C7 = classes de tamanho40
- Figura 4** - Diagrama de caixa da área plana (AP) representando o ingresso, a mortalidade e o recrutamento dos indivíduos de *Astronium graveolens* nas diferentes classes de altura do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. I= ingressantes ; No= número inicial de indivíduos; N1= número de indivíduos no final; S= indivíduos do primeiro levantamento que sobreviveram; M= mortos. As linhas tracejadas indicam indivíduos que quebraram (regressão), linhas contínuas indicam indivíduos que cresceram (recrutamento)43
- Figura 5** - Diagrama de caixa da área de declive (AD) representando o ingresso, a mortalidade e o recrutamento dos indivíduos de *Astronium graveolens* nas diferentes classes de altura do fragmento florestal da Fazenda

Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. I= ingressantes ; No= número inicial de indivíduos; N1= número de indivíduos no final; S= indivíduos do primeiro levantamento que sobreviveram; M= mortos. As linhas tracejadas indicam indivíduos que quebraram (regressão), linhas contínuas indicam indivíduos que cresceram (recrutamento)44

Figura 6 - Contribuição dos diferentes processos demográficos de *Astronium graveolens* (F= fecundidade, R= regressão, C= crescimento e P= permanência) para a variação observada no λ das áreas plana (colunas brancas) e de declive (colunas escuras) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil, de acordo com o LTRE..... 52

Figura 7 - Resultados detalhados do LTRE, indicando a contribuição de todas as entradas da matriz para a diferença observada entre os λ s das áreas plana (AP) e de declive (AD) e o λ da matriz média (λ_{ct}). O eixo x corresponde às diferentes entradas da matriz (a_{ij}) sendo i (linha superior) a classe de destino e j (linha inferior) a classe de origem dos indivíduos. Colunas escuras= permanências; colunas brancas= regressões; colunas listradas = recrutamento e coluna cinza= fecundidade53

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

- Tabela 1** - Matrizes de transição anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área plana (AP) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores com asterisco (*) foram adaptados conforme proposto por Souza e Martins (2004)46
- Tabela 2** - Matrizes de transição anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área de declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores com asterisco (*) foram adaptados conforme proposto por Souza e Martins (2004)47
- Tabela 3** - Matrizes de sensibilidade anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área plana (AP) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores representados por 0* foram utilizados para representar valores abaixo de 0,000148
- Tabela 4** - Matrizes de sensibilidade anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área de declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil 49
- Tabela 5** - Matrizes de elasticidade anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área plana (AP) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores representados por 0* foram utilizados para representar valores abaixo de 0,000150
- Tabela 6** - Matrizes de elasticidade anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área de declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores representados por 0* foram utilizados para representar valores abaixo de 0,000151

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	10
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3. METODOLOGIA GERAL	23
3.1- Local de Estudo.....	23
3.2- Espécie Estudada	25
3.3- Distribuição e descrição das parcelas na área de estudo	26
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	27
CAPÍTULO 1 - Influência da declividade do solo na dinâmica populacional de <i>Astronium graveolens</i> Jacq. (Anacardiaceae)	32
INTRODUÇÃO	35
MATERIAL E MÉTODOS	36
RESULTADOS	42
DISCUSSÃO	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

1. INTRODUÇÃO GERAL

Uma população pode ser definida como um grupo de organismos de uma mesma espécie que ocupa um espaço específico em um determinado tempo (Krebs 1994). As populações estão continuamente mudando no tempo e no espaço por causa dos nascimentos, mortes e movimentos de imigração e emigração (Ricklefs 2003). Os indivíduos também podem se agrupar em diferentes arranjos espaciais que podem mudar com o tempo, mesmo que o tamanho total da população permaneça constante (Begon et al. 1996).

Na ecologia de populações, segundo Caughley (1994), era necessário o desenvolvimento de uma teoria com base empírica para previsão da variação na taxa de crescimento da população (λ) ao longo do tempo. Uma questão importante a abordar no desenvolvimento dessa teoria é a de como as diferenças na história de vida podem afetar a resposta da população à variação temporal (Sather 1997; Grant and Benton 2000).

Esta variação populacional ao longo do tempo pode ser resultado tanto das respostas das populações às variações nas condições ambientais, como na temperatura, na umidade, na salinidade, na acidez e em outros fatores semelhantes, como também pode resultar da dinâmica intrínseca das respostas populacionais (Ricklefs 2003).

Para o estudo da dinâmica populacional são utilizados dados demográficos da população, que abordam a variação do número de indivíduos no tempo (Martini 1996; Hutchings 1997; Fonseca 2001) e quando esses dados são avaliados, duas abordagens podem ser usadas para analisar como a variação demográfica influencia as taxas de crescimento populacional, sendo elas as análises prospectivas e as retrospectivas (Horvitz et al. 1997; Caswell 2001).

A abordagem prospectiva (análises de sensibilidade e elasticidade) avalia como mudanças hipotéticas nas taxas vitais podem alterar o valor da taxa finita de crescimento (λ). Já análise retrospectiva (LTRE) analisa a contribuição real das diferenças observadas no λ a partir de variáveis demográficas individuais (Caswell 1989a, 2000). As análises prospectivas e retrospectivas dependem de diferentes tipos de dados: a primeira de uma única matriz de onde o λ pode ser calculado e a última de um conjunto de matrizes a partir da qual a variação no λ pode ser calculada (Caswell, 2000).

Os estudos demográficos fornecem meios para o entendimento de como o tamanho das populações pode afetar a sua probabilidade de extinção. As técnicas de análise de perturbação demográfica (análise de elasticidade e sensibilidade) e a análise de viabilidade de populações (PVA) têm sido empregadas freqüentemente para fornecer diretrizes no manejo conservacionista da biodiversidade, no manejo das taxas vitais específicas, no manejo direto da abundância, como por exemplo, na reintrodução ou translocação de espécies, ou no manejo do ambiente. Em cada um destes casos, os modelos demográficos são usados para prever como o manejo pode afetar o crescimento ou a viabilidade (risco de extinção ou quase extinção) da população e, como tal, fornecer uma base ecológica para a tomada de decisão (Noris and McCulloch 2003).

A realização de estudos demográficos também auxilia na compreensão de como as alterações ambientais atuam nas populações de plantas, pois a demografia é avaliada a partir das mudanças numéricas, contando os indivíduos de uma amostra da população em diferentes períodos, obtendo informações sobre os sobreviventes, as perdas e os ganhos (Sheil and May 1996), fornecendo assim, meios para o entendimento de como o tamanho das populações pode afetar a probabilidade de extinção ou não de uma espécie

(Silvertown et al. 1993).

Dentre as variáveis que podem atuar nas populações de plantas, a declividade do solo é uma delas, pois em conjunto com outros fatores produz uma variedade de situações, tais como: gradientes de umidade no solo entre o topo e a base da vertente; favorecimento do transporte de partículas de solo ao longo do perfil; interferência na organização vertical do dossel, ocasionando variações nos ângulos de penetração e distribuição de luz no interior de florestas (Gandolfi 2000). Portanto, a variação topográfica cria um mosaico de microambientes que exercem um efeito considerável na maneira das diferentes espécies explorarem o ambiente (Gunatilleke et al. 1996).

A heterogeneidade ambiental promovida pela variação topográfica na área do presente estudo possivelmente altera as taxas vitais (morte, ingresso e recrutamento) das populações arbóreas que ali vivem. Em um estudo realizado no mesmo fragmento, das treze espécies arbóreas estudadas, seis apresentaram distribuição espacial relacionada com a declividade do solo (Bianchini et al. 2010). A espécie *Astronium graveolens* Jacq. associou-se positivamente com parcelas de maior declividade, apresentando maior densidade nestas parcelas. Isto foi comprovado por Pavanelli et al. (2011) que sugeriu a existência de maior disponibilidade de sítios favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento de *A. graveolens* na área em declive.

Considerando a diferença topográfica das áreas estudadas, e os resultados de cinco anos de levantamentos demográfico na área de estudo, este trabalho tem como objetivo avaliar o efeito da declividade sobre a dinâmica populacional de *A. graveolens* entre o grupo de indivíduos da área de declive (AD) e o da área plana (AP).

Análises com abordagem prospectiva (sensibilidade e elasticidade) e retrospectiva (LTRE) foram utilizadas para verificar se ocorre variação nas taxas demográficas como resultado da variação topográfica do local, quando comparados os

grupos de indivíduos das duas áreas (AP e AD) e se ocorre, como essa variação pode afetar a dinâmica e futuro da população no local.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Essa revisão bibliográfica tem como objetivo conceituar as análises de viabilidade populacional, incluindo as análises prospectivas e as retrospectivas que foram usadas no trabalho, e dessa forma auxiliar no entendimento de como essas ferramentas são utilizadas para prever o manejo das espécies e o futuro das populações.

A maioria dos trabalhos, com modelos demográficos de análise de viabilidade de populações (PVA), se iniciaram na década de 80 e focalizavam, principalmente, espécies de animais ameaçadas de extinção. Os mais antigos e conhecidos, são os realizados com urso (*Ursus arctos horribilis*) (Shaffer 1983; Shaffer and Samson 1985; Suchy et al. 1985). No final daquela década, surgiram os primeiros trabalhos sobre análise de perturbação, principalmente elasticidade, aplicada ao manejo de animais ameaçados, como por exemplo, tartarugas (*Caretta caretta* L.) (Crouse et al. 1987).

Em plantas, os estudos demográficos iniciaram com descrições e análises da história da vida de populações de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, utilizados para entender seus mecanismos de regulação, abordando questões sobre crescimento, sobrevivência e reprodução (Hartshorn 1975; Enright and Ogden 1979; Bullock 1980; Piñero et al. 1984).

A PVA é um processo formal pelo qual se pode estimar a probabilidade de persistência de populações, metapopulações ou espécies, sobre períodos de tempo especificado, dando uma ou mais alternativas de manejo (Marcot and Murphy 1996). Entretanto, PVA não é um conceito monolítico nem uma receita pré-determinada, consistindo de uma coleção de métodos para avaliar as ameaças enfrentadas pelas

populações, seus riscos de extinção ou declínio e suas chances para recuperação, baseados sobre dados de espécies, populações e modelos (Soulé 1986; Shaffer 1990; Boyce 1992; Burgman et al. 1994). As PVAs variam de acordo com a ecologia da espécie em estudo, a experiência dos modeladores e a extensão dos dados disponíveis (Boyce 1992).

As medidas mais comuns usadas para expressar resultados de uma PVA incluem medidas estocásticas, tais como: risco de extinção, tempo para o declínio, chance para recuperação e tempo de persistência. Um outro tipo de medida usada para expressar os resultados é a determinística, que inclui o tamanho populacional, a taxa finita de aumento populacional (λ), sensibilidade, elasticidade e o LTRE (life table response) (MAZZA, 2004).

Os modelos demográficos determinísticos estão entre as análises mais simples e são formulados como um grupo de equações diferenciais, freqüentemente, empregadas na formulação de matrizes (Caswell 1989a). Este tipo de modelo exige as menores quantidades de dados e requer: (1) entendimento da estrutura de idade, estágio ou social para determinar classes para análise; (2) idade ou estágio da 1ª reprodução; (3) estimativas do sucesso reprodutivo (fecundidade), recrutamento (crescimento) e sobrevivência para diferentes idades ou estágios (Caswell, 1989a).

Os modelos demográficos determinísticos assumem taxas demográficas constantes. Este pressuposto é violado em quase todas as aplicações, uma vez que variações nas taxas demográficas ocorrem de um ano para outro. Além disto, as taxas de crescimento da população positiva podem levar a falsa idéia de segurança, porque variações ambientais e catástrofes podem aumentar as chances de extinção e as taxas de crescimento populacional de longo termo declinam quando a variância na taxa de crescimento aumenta (Beissinger and Westphal 1998).

Da mesma forma que os modelos determinísticos, os modelos demográficos estocásticos são estruturados com base no diagrama de ciclo de vida e atividades que seguem um fluxo pré-reprodutivo ou pós-reprodutivo. Estes modelos usam métodos de Monte Carlo para amostrar distribuições básicas e projetar uma população para 50, 100 ou mais anos no futuro, por meio de variações nas taxas vitais ou λ para cada período de tempo ou ano. De modo diferente das análises determinísticas, que produzem uma única projeção da população, cada corrida de um modelo estocástico segue uma trajetória única e produz um tamanho de população final diferente porque as taxas demográficas mudam casualmente em cada período de tempo. Portanto, modelos estocásticos produzem resultados probabilísticos. Esses modelos devem ser corridos de 500 a 1000 vezes para amostrar adequadamente combinações de valores dos parâmetros e explorar o intervalo total de saídas do modelo de modo que os resultados possam convergir sobre um grupo de valores para o tamanho populacional final (Burgman et al. 1994).

Os modelos estocásticos têm sido usados para estimar a probabilidade de extinção de populações de espécies silvestres. São muito úteis na simulação de efeitos de diferentes opções de manejo (Beissinger and Westphal 1998). Entretanto, estes modelos, assim como os determinísticos, não consideram os fatores espaciais que afetam as taxas de extinção. Além disto, estes modelos supõem uma população fechada sem migração (emigração e imigração), o que freqüentemente não corresponde à realidade, pois estes processos podem ter efeitos importantes sobre a dinâmica de populações. Os requerimentos de dados para os modelos demográficos estocásticos são pelo menos duas vezes maiores do que os exigidos nos modelos determinísticos (Burgman et al. 1994).

Uma das maneiras de se estudar a dinâmica populacional é através de modelos matriciais, em que uma matriz de projeção é construída com base nas taxas vitais das

populações, como recrutamento, sobrevivência e crescimento dos indivíduos (Caswell 2001). A unidade básica das matrizes populacionais são as classes, ou seja, grupo de indivíduos com demografia similar e os parâmetros demográficos que determinam o destino dos indivíduos são representados por transições de uma classe para outra (Kroon et al. 2000)

Populações com indivíduos que diferem na contribuição para o crescimento populacional, são conhecidas como populações estruturadas. Elas podem ser divididas em classes discretas e em faixas de contribuição de cada classe em um censo. Diferentes variáveis descrevem os “estados” de um indivíduo, tal como idade (matriz de Leslie), tamanho ou estádios ontogenéticos, como por exemplo, sementes, plântulas e adultos para plantas, ou larvas, juvenis e adultos para peixes ou invertebrados (matriz de Lefkovitch), sendo a forma mais apropriada para classificar os indivíduos quando os organismos são diferentes (Morris and Doak 2002).

Indivíduos de populações estruturadas podem diferir em três tipos gerais de processos demográficos, as chamadas taxas vitais. Estas podem ser as taxas de sobrevivência, taxa de transição para outras classes (ou taxa de crescimento para populações estruturadas em tamanho) e taxa de fecundidade. Os elementos na matriz de projeção representam diferentes combinações destas taxas vitais (Morris and Doak 2002).

As matrizes irão representar um resumo de como o ambiente age sobre a população ao longo do tempo, alterando os números e a distribuição relativa dos indivíduos de diferentes estádios (Horvitz and Schemske 1995). Por meio de análises demográficas pode-se também identificar os parâmetros do ciclo vital que são mais críticos para a estabilidade, aumento ou decréscimo da população. Além disso, os modelos de matrizes permitem simular qual o destino das populações em resposta às

perturbações (Ferraz 2004).

Por permitir que se saibam quais as transições que mais afetam o crescimento populacional, modelos matriciais têm sido freqüentemente usados como ferramenta na elaboração de planos de manejo sustentável de recursos, conservação de espécies ameaçadas ou raras ou controle de espécies invasoras (Horvitz and Schemske 1995; Olmsted and Alvarez-Buylla 1995; Guedje et al. 2003).

A construção de uma matriz de projeção envolve quatro processos gerais:

1. Conduzir um estudo demográfico detalhado, com um número representativo de indivíduos marcados, medindo sua sobrevivência, “estado” e a taxa de reprodução a cada ano ao longo de vários anos.
2. Determinar o melhor “estado” (como por exemplo, idade, tamanho ou estágio) sobre qual o indivíduo foi classificado, bem como o número e o limite de classes.
3. Usar dados demográficos para estimar as taxas vitais para cada classe em cada ano.
4. Usar a classe específica para estimar as taxas vitais para construir um modelo de matriz de projeção estocástico ou determinístico (Morris and Doak 2002).

Uma vez que se escolha trabalhar com os modelos determinísticos, pode-se utilizar a taxa de crescimento populacional (λ) como medida, e ela é dada em função das taxas vitais. As análises prospectivas vão explorar essa dependência funcional perguntando quanto o valor do λ mudaria em resposta a modificações específicas em uma determinada taxa vital ou mais (Caswell 2000).

As análises prospectivas nada dizem sobre como as taxas vitais tem variado no passado, são variações de agora, ou que podem variar no futuro, sendo uma importante ferramenta nas teorias da história da vida (onde as mudanças podem resultar na seleção

natural) e na biologia da conservação (como as mudanças podem resultar na implementação de táticas de manejo), sendo assim, ela identifica os alvos potencialmente mais eficazes para intervenções, caso o objetivo dessa intervenção seja a alteração do valor do λ (Caswell 2000). Dentre as diversas ferramentas utilizadas dentro da abordagem prospectiva, serão ressaltados os modelos matriciais, as análises de sensibilidade e as análises de elasticidade.

O modelo matricial consiste basicamente de uma matriz de projeção (**A**) e um vetor. A matriz **A** é composta por três partes principais: a primeira linha representa valores de fecundidade em cada classe, a diagonal principal define as probabilidades de estase (proporção de indivíduos que permanecem na mesma classe) e as outras sub-diagonais as probabilidades de passagem de uma classe para outra (Godínez-Alvarez and Valiente-Banuet 2004). O vetor **v** define o número de indivíduos em cada classe no tempo **t**. O auto-valor dominante da matriz **A** é equivalente a taxa de crescimento da população (λ) (Caswell 1989a).

Quando a matriz de projeção **A** é multiplicada pelo vetor **v** tem-se como resultado um vetor representando o número de indivíduos em cada classe em **t+1**. Se essa multiplicação for repetida por diversos intervalos de tempo (isto é, multiplicando a matriz de projeção pelo vetor **v** em **t**, depois pelo vetor **v** em **t+1** e assim sucessivamente), em um determinado momento a estrutura populacional não se alterará mais, e teremos uma distribuição estável de idade/tamanho, e a população irá crescer, se manter estável ou decair a uma taxa constante, que é a taxa finita de crescimento populacional (λ) e o autovalor dominante da matriz de projeção. A proporção de indivíduos em cada classe na distribuição estável também pode ser obtida diretamente através da matriz de projeção: o autovetor direito da matriz representa a distribuição estável de idade/tamanho, enquanto que o autovetor esquerdo da matriz representa o

valor reprodutivo específico de cada classe (Olmsted and Alvarez-Buylla 1995; Caswell 2001; Guedje et al. 2003; Godinez-Alvarez and Valiente-Banuet 2004).

A análise de sensibilidade estima o impacto de uma mudança absoluta nas taxas vitais sobre λ , ou seja, é a contribuição de cada alteração das taxas vitais sobre λ e pode, portanto, assumir qualquer valor. Sensibilidade é então uma medida do quanto à taxa de crescimento populacional responde a pequenas mudanças em cada parâmetro demográfico (Schemske et al. 1994).

A importância do λ como uma medida da taxa de crescimento populacional e do “*fitness*” (aptidão) faz da análise de sensibilidade parte integrante da análise demográfica. A sensibilidade do λ a uma mudança nas entradas a_{ij} da matriz de transição A é dada pela seguinte fórmula:

$$\frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} = \frac{v_i w_j}{\langle \mathbf{w}, \mathbf{v} \rangle}$$

onde, \mathbf{w} e \mathbf{v} são os autovalores dominantes das extremidades direita e esquerda da matriz de transição, respectivamente (Caswell 1978, 1989b).

A análise de elasticidade estima os efeitos de uma mudança proporcional nas taxas vitais sobre λ , ou seja, avalia a contribuição de cada uma das transições para o valor da autocorrelação dominante (Caswell 1989b, 2000). Os valores de elasticidade de uma matriz somam 1, o que possibilita a comparação no tempo e entre populações (Silvertown et al. 1993, 1996).

A elasticidade é uma medida da sensibilidade proporcional e é calculada como o produto entre a sensibilidade de um determinado parâmetro e o seu valor na matriz, dividido pela taxa de crescimento populacional (Schemske et al. 1994). E pode ser calculada pela seguinte fórmula:

$$e_{ij} = \frac{a_{ij}}{\lambda} \frac{v_i w_j}{\langle \mathbf{w}, \mathbf{v} \rangle}$$

onde, \mathbf{v} e \mathbf{w} são os autovetores direito e esquerdo da matriz de projeção \mathbf{A} e (\mathbf{w}, \mathbf{v}) é o produto escalar dos dois vetores (Caswell et al. 1984; Kroon et al. 1986).

As análises de perturbação como as de sensibilidade e elasticidade são uma forma atraente de responder questões sobre as mudanças nas taxas vitais dos organismos, podendo ser utilizadas, por exemplo, na elaboração de planos de manejos de populações. Caso ocorra uma pequena mudança na sobrevivência de um juvenil que pode afetar o crescimento da população, então a sobrevivência nesses estádios de vida pode ser alvo para esforços de conservação e, se por outro lado, a mudança na sobrevivência dos juvenis tiver efeitos mínimos no crescimento da população, isso indica que a sobrevivência desta classe não deve ser o foco para preservação da espécie, mas talvez a sobrevivência dos adultos possam ser (Benton e Grant 1999).

As análises de sensibilidade e elasticidade tornaram-se rapidamente ferramentas importantes na ecologia evolutiva (Caswell 2000). Em parte devido à sua facilidade de interpretação e em parte por causa de sua simplicidade. No entanto, as elasticidades são calculadas independentes da densidade, sem variação no tempo (Benton e Grant 1999).

Alguns autores têm sugerido que existem duas limitações nos modelos matricial clássicos que tem implicações importantes para a produção de modelos construídos para espécies de vida longa. Em primeiro lugar, os modelos matriciais oferecem possibilidades limitadas para incorporar variação entre indivíduos dentro de uma categoria de tamanho. A variação do crescimento pode ser incorporada para distinguir entre grupos de indivíduos com um crescimento rápido, um crescimento lento e aquelas que diminuem de tamanho (Horvitz e Schemske 1995; Salguero-Gómez e Casper 2010). Em segundo lugar a taxa de crescimento populacional e a elasticidade dos modelos matriciais são altamente sensíveis às variações no número de categorias (Ramula e Lehtila 2005).

Modelos de projeção integrais (IPMs) fornecem soluções para ambos os problemas acima mencionados. IPMs são extensões dos modelos matriciais que produzem um resultado semelhante (crescimento da população, elasticidade, sensibilidade, estimativas de idade), mas usam as relações contínuas de taxas vitais (crescimento, sobrevivência, reprodução) versus tamanho (ou idade) como entrada, em vez da categoria de valores específicos (Easterling et al. 2000; Ellner e Rees 2006). As limitações acima referidas não se aplicam aos IPMs, pois estes modelos incorporam as variações nas taxas de crescimento entre indivíduos (e qualquer outra taxa vital), normalmente usando um grande número de categorias e permitem transições de indivíduos para qualquer outro tamanho (seja ela maior ou menor). Até agora, IPMS quase não foram usados para espécies de ciclo de vida longo ou crescimento lento (Metcalf et al. 2009), apesar do seu potencial para ser usado para estes grupos de espécies.

Outra abordagem que vêm sendo empregada nos estudos de análise de viabilidade populacional são as análises retrospectivas. Essas análises não levam em conta a dependência funcional do λ nas taxas vitais. Elas expressam a variação no λ em função da variação nas taxas vitais, como se fossem feitas observações nas taxas vitais do passado e verificado como a variação dessas taxas se expressam na variação do λ . Se uma taxa vital não variar, ela pode não ter nenhuma contribuição para variação observada no λ , não importando qual a dependência funcional de λ nessa taxa. Os resultados de uma análise retrospectiva são específicos para variação observada nas taxas vitais e podem ser extrapoladas para outras situações apenas com grande cuidado (Caswell 2000).

Pode ser utilizada como ferramenta para essa abordagem retrospectiva as análises LTREs (Life table response experiments). A LTRE, assim como as demais

análises retrospectivas, analisam quais entradas da matriz mais contribuem atualmente para as variações observadas no λ entre os tratamentos (Caswell 2000; Horvitz et al. 1997). Estas análises podem então ser descritas como estudos que quantificam o efeito dos fatores ambientais nas populações, medindo um conjunto complexo de taxas vitais (que são as tabelas de vida), em várias condições (tratamentos). Os termos experimentos e tratamentos são utilizados para não incluir somente experimentos de manipulação, mas também observações comparativas em condições naturais (Caswell 1996).

A interpretação das LTREs requer um modelo demográfico para sintetizar as taxas vitais e medir o desempenho da população. O mais utilizado é a taxa de crescimento populacional, que caracteriza a resposta da população ao ambiente, caso as condições de tratamento sejam mantidas, mas seu uso não exige que de fato as condições ambientais permaneçam constantes (Caswell 1989b).

Esta tem sido uma importante ferramenta para investigar não somente os efeitos das variações das condições ambientais nas taxas de crescimento populacional, mas também de como a manipulação experimental das variáveis ecológicas influenciam na formação do valor do λ através de suas influências nas taxas demográficas (Bruna and Oli 2005)

As LTREs baseiam-se na construção de matrizes de “contribuição” derivadas da variação observada nas entradas da matriz dos diferentes tratamentos combinados com as suas sensibilidades (Caswell 2000, 2001). Se por exemplo, um parâmetro demográfico (fecundidade, mortalidade ou recrutamento) é muito influente para a taxa de crescimento populacional, mas os valores dos tratamentos são similares, ou se um parâmetro tem valores muito diferentes entre os tratamentos, mas não é influente para taxa de crescimento da população, a matriz de LTRE terá uma baixa contribuição (e vice versa) (Kouassi et al. 2008). Sendo assim, essas matrizes vão indicar o quanto cada

entrada da matriz foi responsável pelo aumento ou diminuição do valor do λ da matriz de transição correspondente em relação ao valor do λ da matriz média. As entradas na matriz de contribuição podem ser calculadas como mostra a seguinte fórmula:

$$a_{ij}^{(m)} = (a_{ij}^{(m.)} - a_{ij}^{(\cdot)})s_{ij}^{(m)}$$

onde, $a_{ij}^{(m)}$ é o valor da entrada da matriz de contribuição a_{ij} que corresponde ao tipo de tratamento m ; $a_{ij}^{(m.)}$ é o elemento a matriz a_{ij} obtido pela matriz de transição média do tratamento m com a matriz média ($A^{(\cdot)}$), e $a_{ij}^{(\cdot)}$ corresponde ao elemento da matriz na matriz média ($A^{(\cdot)}$), finalmente $s_{ij}^{(m)}$ é a sensibilidade de $a_{ij}^{(m.)}$.

Como as entradas em uma matriz de contribuição são aditivas, elas podem ser resumidas pelos processos demográficos, como é feito tradicionalmente com as elasticidades (Silvertown et al. 1993); a soma de todas as entradas na matriz de contribuição m , refletem o efeito do tratamento m na diferença entre o λ do tratamento e o λ da matriz média (Pulido et al. 2007).

3.METODOLOGIA GERAL

3.1- Local de Estudo

O estudo foi desenvolvido no fragmento de floresta estacional semidecidual, no domínio da mata atlântica, na Fazenda Doralice (sede - 23°16'S e 51°03'W), às margens do rio Tibagi, município de Ibiporã, PR, Brasil, a 480m de altitude, com área aproximada de 100 ha (Figura 1). Este remanescente apresenta grande variação topográfica em uma de suas partes. Neste local, o relevo é formado por um declive acentuado que se estende por cerca de 40-50 m a partir da margem esquerda do rio, gradualmente tornando-se menos declivoso, até formar uma área plana (platô) que dista cerca de 300 m do rio (Figura 2).

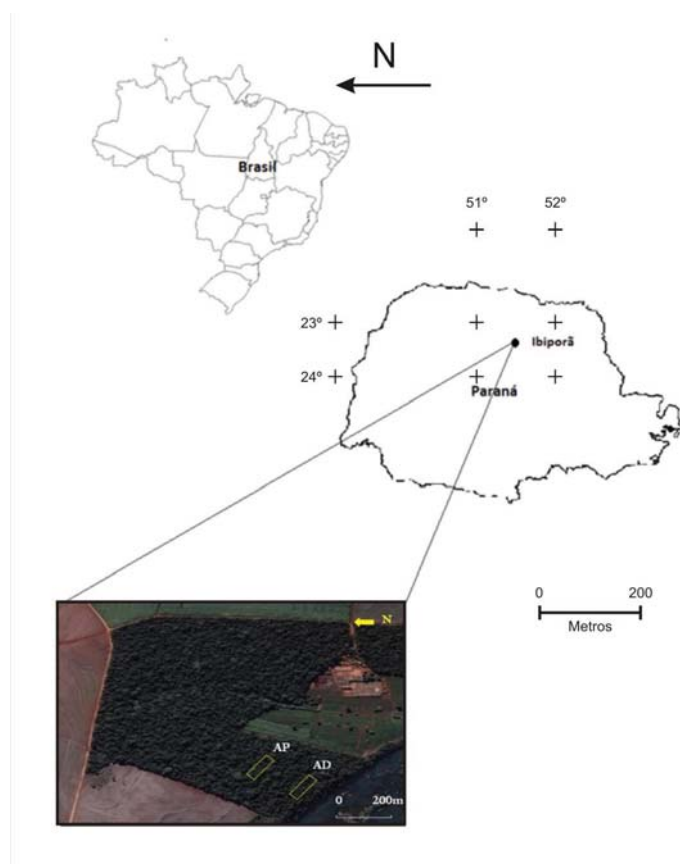


Figura 1. Localização do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibirorã, PR, Brasil (adaptado de Aguiar et al. 2009).

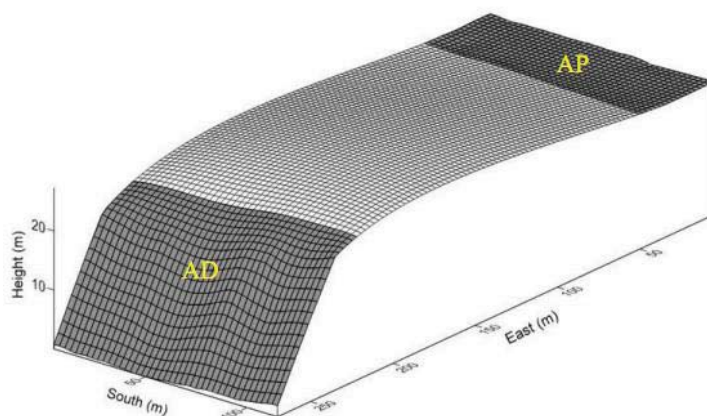


Figura 2. Relevo das áreas amostradas no platô (AP) e no declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibirorã, PR, Brasil. Fonte: Valéria Teodoro da Silva.

Segundo Soares-Silva et al. (1992) o solo deste remanescente florestal apresenta-se com textura argilosa, com concentrações de argila variando de 46 a 64%, ocorrendo aumento da concentração com a profundidade. Os resultados das análises

granulométricas realizadas no local do estudo (Pavanelli et al. 2011) indicam que a área plana apresenta solo predominantemente argiloso, argila siltoso e franco argiloso siltoso e a área de declive o predomínio de solo franco argiloso e franco.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa – clima subtropical úmido, com uma temperatura média anual de 21,8°C, e a precipitação média anual de 1570 mm (Bianchini et al. 2010).

3.2- Espécie estudada

O gênero *Astronium*, estabelecido por Jacquin em 1760 pertence à família Anacardiaceae, é neotropical e reúne espécies arbóreas, com frutos de cálice persistente e acrescente ao fruto, que resulta em aspecto estrelado, sendo esta característica que dá nome ao gênero (Santin 1991).

Astronium graveolens Jacq., conhecido como guarita, é uma árvore caducifólia, comumente com 10 m a 20 m de altura e com 40 cm a 60 cm de DAP, podendo atingir até 30 m de altura e 100 cm ou mais de DAP. É uma espécie secundária tardia, ocorre com frequência regular no interior da floresta em agrupamentos descontínuos nos terrenos rochosos e secos (Carvalho 1994). A espécie é característica principalmente da Floresta Estacional Semidecidual Submontana, onde ocupa o estrato emergente e é comum nas florestas ciliares da bacia do rio Tibagi, no norte do Paraná (Soares-Silva et al. 1992).

A polinização é realizada principalmente por abelhas, podendo participar também diversos pequenos insetos (Morellato 1991). A floração acontece de julho a outubro, com a planta totalmente despida de suas folhas. A frutificação ocorre de setembro a novembro, as primeiras sementes surgem ao redor dos 15-20 anos. A

dispersão das sementes é anemocórica (Carvalho, 1994) (Figura 3).



Figura 3. *Astronium graveolens*. A - indivíduo adulto; B e C – frutos; D - indivíduo jovem. Fotos: Marcelo Arassaki (A), Rolando Perez (B, C), Gabriela C. A. da Cruz (D).

3.3- Distribuição e descrição das parcelas na área de estudo

Para os estudos de demografia foram demarcadas em cada área (platô e declive) 50 parcelas contíguas (Figura 4) de 100 m² (10x10m), com uma distância de aproximadamente 200m da área plana para a área de declive.

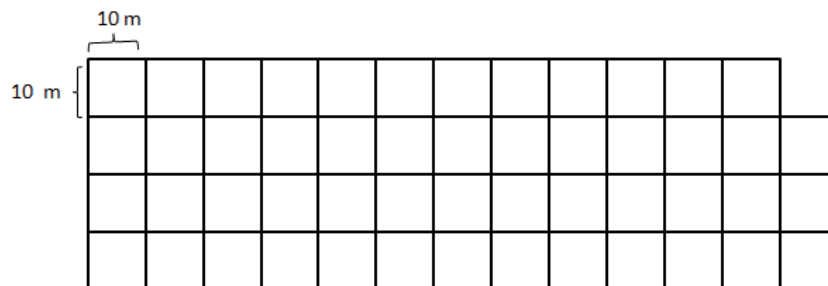


Figura 4. Esquema de distribuição das parcelas nas áreas de estudo do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil.

Dados da Fundação S.O.S Mata Atlântica (2008), revelam que o município apresenta 3% de cobertura florestal original, porém o fragmento analisado não possui um histórico de conservação bem conhecido. Pavanelli et al. (2011) verificaram que a AD apresentou menor Índice de Cobertura Vegetal (ICV), menor umidade do solo, maior massa e menor volume de serapilheira e maior pH do solo que a AP. Os autores também observaram que não ocorre a permanência de indivíduos nas classes de menor tamanho por períodos muito longos, ao contrário da AP que apresentou maior permanência dos indivíduos na menor classe de tamanho.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Begon, M., Mortimer, M. and Thompson, D.J. 1996. Population Ecology: A Unified Study of Animals and Plants. Blackwell Science, Berlin.

Beissinger, S.R. and Westphal, M. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management*, **62**(3): 821-841.

Benton, T.G., Grant, A. 1999. Elasticity analysis as an important tool in evolutionary and population ecology. *Tree*, **12**(14): 467- 471.

Bianchini, E., Garcia, C.C., Pimenta, J. A. and Torezan, J. M. D. 2010. Slope variation and population structure of tree species from different ecological groups in South Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **82**(3): 643-652.

Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review Ecology Systematic*, **23**: 481-506.

Bruna., E.M., Oli., M.K. 2005. Demographic effects of habitat fragmentation on a tropical herb: life-table response experiments, *Ecology*. **86**(7): 1816–1824.

Bullock, S.H. 1980. Demography of an undergrowth palm in littoral Cameroon. *Biotropica*, **12**: 247-255.

Burgman, M.A., Ferson, S. and Akçakaya, H.R. 1994. Risk assessment in conservation biology: Population and Community Biology Series. Chapman & Hall, London.

Carvalho, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras: Recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Embrapa Florestas, Colombo. pp. 85-87.

- Caswell, H. 1978. A general formula for the sensitivity of population growth rate to changes in life history parameters. *Theoretical Population Biology*, **14**: 215-230.
- Caswell, H. 1989a. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland.
- Caswell, H. 1989b. Analysis of life table response experiments. Decomposition of effects on population growth rate. *Ecological Modelling*, **46**: 221–237.
- Caswell, H. 1996. Analysis of life table response experiments II. Alternative parameterizations for size and stage-structured models. *Ecological Modelling*, **88**: 73-82.
- Caswell, H. 2000. Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology. *Ecology*, **81**: 619–627.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. 2 ed. Sinauer Associates, Sunderland.
- Caswell, H., Naiman, R.J. and Morin, R. 1984. Evaluating the consequences of reproduction in complex salmonid life cycles. *Aquaculture*, **43**: 123-134.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, **63**: 215-244.
- Crouse, D.T., Crowder, L.B. and Caswell, H. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology*, **68**(5): 1412-1423.
- Easterling, M.R., Ellner, S.P. and Dixon, P.M. 2000. Size-specific sensitivity: applying a new structured population model. *Ecology*, **81**: 694–708.
- Ellner, S.P. and Rees, M. 2006. Integral projection models for species with complex demography. *American Naturalist*, **167**: 410–428.
- Enright, N. and Ogden, J. 1979. Applications of transition matrix models in forest dynamics: Araucaria in Papua, New Guinea and Nothofagus in New Zealand. *Australian Journal of Ecology*, **4**: 3-23.
- Ferraz, D.K. 2004. Ecologia de populações de *Lytocaryum hoehnei* (Burret) Toledo (Arecaceae) na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. Tese de Doutorado, UNICAMP, Campinas.
- Fonseca, M.G. 2001. Aspectos demográficos de *Aspidosperma polyneuron* Muell. Arg. (Apocynaceae) em dois fragmentos de floresta semidecídua no município de Campinas, SP. Dissertação de mestrado. UNICAMP, Campinas.
- Fundação SOS Mata Atlântica. 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, Período 2005-2008 - Relatório parcial. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br/>. Acesso em: 24 mai. 2012.

- Gandolfi, S. 2000. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (SP, Brasil). Tese de doutorado, UNICAMP, Campinas.
- Godínez-Alvarez, H., and Valiente-Banuet, A. 2004. Demography of the columnar cactus *Neobuxbaumia macrocephala*: a comparative approach using population projection matrices. *Plant Ecology*, **174**: 109-118.
- Grant, A., and Benton, T.G. 2000. Elasticity analysis for density-dependent populations in stochastic environments. *Ecology*, **81**: 680-693.
- Guedje, N.M., Lejoly, J., Nkongmeneck, B.A., and Jonkers, W.B.J. 2003. Population dynamics of *Garcinia lucida* (Clusiaceae) in a Cameroonian Atlantic forests. *Forest Ecology and Management*, **177**: 231-241.
- Gunatilleke, C.V.S, Perera G.D., Ashton P.M.S, Ashton P.S., and Gunatilleke I.A.U.N. 1996. Seedling growth of *Shorea section Doona* (Dipterocarpaceae) in soils from topographically different sites of Sinharaja rain forest in Sri Lanka. *In The ecology of tropical rain forest tree seedlings. Edited by M.D. Swaine.* UNESCO, Paris.
- Hartshorn, G.S. 1975. A matrix model of tree population dynamics. *In Tropical Ecological Systems. Edited by F.B. Golley, and E. Medina.* Springer, New York.
- Horvitz, C.C., and Schemske, D.W. 1995. Spatiotemporal variation in demographic transitions of a tropical understory herb: projection matrix analysis. *Ecological Monographs*, **65**: 155-192.
- Horvitz, C., Schemske, D.W., and Caswell, H. 1997. The relative “importance” of life history stages to population growth: prospective and retrospective analyses. *In Structured population models in marine, terrestrial, and freshwater systems. Edited by S. Tuljapurkar, and H. Caswell.* Chapman and Hall, New York.
- Hutchings, M.J. 1997. The structure of plant populations. *In Plant Ecology. Edited by M.J. Crawley.* Blackwell Scientific, Oxford.
- Kouassi, I.K., Sébastien, B., Jacques, G.I., and Zoro A.B. 2008. Demography and life history of two rattan species, *Eremospatha macrocarpa* and *Laccosperma secundiflorum* in Côte d’Ivoire. *Journal of Tropical Ecology*, **24**: 493–503.
- Krebs, C.J. 1994. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance.* Harper Collins, New York.
- Kroon, H., Groenendael, J.V., and Ehrlen, J. 2000. Elasticities: a review of methods and model limitations. *Ecology*, **81**(3): 607-618.
- Kroon, H., Plaisier, A., van Groenendael, J., and Caswell. H. 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology*, **67**: 1427- 1431.
- Marcot, B.G., and Murphy, D.D. 1996. On population viability analysis and management. *In Biodiversity in managed landscapes: theory and practice. Edited by*

R.C. Szaro, and D.W. Johnston. Oxford University Press, Oxford.

Martini, A.M.Z. 1996. Estrutura e dinâmica populacional de três espécies arbóreas tropicais. Dissertação de mestrado. UNICAMP, Campinas.

Mazza, M.C.M. 2004. Uso de modelos demográficos de viabilidade de população e análise de elasticidade na conservação e manejo de espécies vegetais ameaçadas, com ênfase em arbóreas e arbustivas. Seminário apresentado na disciplina Ecologia de Populações de Plantas, UNICAMP, Campinas.

Metcalf, J.E., Horvitz, C.C., Tuljapurkar, S. and Clark, D.A. 2009. A time to grow and a time to die: a new way to analyze the dynamics of size, light, age, and death of tropical trees. *Ecology*, **90**:2766–2778.

Morellato, L.P.C. 1991. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecidual no sudeste do Brasil. Tese de doutorado. UNICAMP, Campinas.

Morris, W.F, and Doak, D.F. 2002. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Sunderland.

Noris, K.; and Mcculloch, N. 2003. Demographic models and the management of endangered species: a case study of the critically endangered Seychelles magpie robin. *Journal of Applied Ecology*, **40**: 890-899.

Olmsted, I.; and Alvarez-Buylla, E.R. 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological Applications*, **5**: 484-500.

Pavanelli, A.P., Costa, J.A., Bianchini, E., and Pimenta, J.A. 2011. Estrutura de tamanho, relações alométricas e distribuição espacial de *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae) em áreas topograficamente distintas de fragmentos de floresta estacional semidecidual do sul do Brasil. *Pesquisas: botânica*, **62**: 347-363.

Piñero, D.; Martinez-Ramos, M.; and Sarukhan, J. 1984. A population model of *Astrocaryum mexicanum* and a sensitivity analysis of its finite rate of increase. *Journal of Ecology*, **72**(3): 977-991.

Pulido, M.T.; Valverde, T.; and Caballero, J. 2007. Variation in the population dynamics of the palm *Sabal yapa* in a landscape shaped by shifting cultivation in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, **23**: 139–149.

Ricklefs, R.E.A. 2003. *Economia da Natureza*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Ramula, S. and Lehtila, K. 2005. Matrix dimensionality in demographic analyses of plants: when to use smaller matrices? *Oikos*, **111**: 563–573.

Salguero-Gómez, R. and Casper, B. 2010. Keeping plant shrinkage in the demographic loop. *Journal of Ecology*, **98**: 312–323.

Santin, D.A. 1991. *Astronium nelson-rosae* - nova espécie de Anacardiaceae. *Revista*

Brasileira de Botânica. **14**: 103-106.

Sarukhán, J. 1980. Demographic problems in tropical systems. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Sather, B.E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**: 143-149.

Schemske, D.W., Husband, B.C., Ruckelshaus, M.H., Goodwillie, C., Parker, I.M., and Bishop, J.G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, **75**: 584-606.

Shaffer, M. 1990. Minimum viable populations: coping with uncertainty. *In* Viable populations for conservation. *Edited by* M.E. Soulé, Cambridge University Press, Cambridge.

Shaffer, M.L. 1983. Determining minimum viable population sizes for the grizzly bear. *International Association Bear Research Management*. 5: 133-139.

Shaffer, M.L., Samson, F.B. 1985. Population size and extinction: A note on determining critical population size. *American Naturalist*. **125**: 144-152.

Sheil, D., May, R.M. 1996. Mortality and recruitment evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*. **84**: 9-100.

Silvertown, J., Franco, M. and Menges E. 1996. Interpretation of elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology*, **10**: 591-597.

Silvertown, J., Franco M., Pisanty, I., and Mendoza, A. 1993. Comparative plant demography: relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. *Journal of Ecology*, **81**: 465-476.

Soares-Silva, L.H., Bianchini, E., Fonseca, E.P., Dias, M.C., Medri, M.E., and Zangaro Filho, W. 1992. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 1. Fazenda Doralice – Ibiporã, PR. *Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas – Revista do Instituto Florestal*. **4**(1): 199-206.

Soulé, M.E. 1986. *Conservation Biology, the science of scarcity and diversity*. Sinauer Association, Massachusetts.

Suchy, W., McDonald, L. L., Strickland, M.D. and Anderson, S. H. 1985. New estimates of minimum viable population size for grizzly bears of the Yellowstone ecosystem. *Wildlife Society Bulletin*, **13**: 223-228.

Capítulo 1

Influência da declividade do solo na dinâmica populacional de *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae)

(Artigo será submetido à Revista Botany)

CRUZ, G.C.A. **Influência da declividade do solo na dinâmica populacional de *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2012.

RESUMO

Este estudo objetivou avaliar se a dinâmica populacional de *Astronium graveolens* Jacq. variou entre áreas topograficamente distintas, através das abordagens prospectivas (sensibilidade e elasticidade) e retrospectiva (LTRE) e verificar se a variação na dinâmica populacional pode afetar o futuro da população no local. Para isso, três hipóteses foram testadas: i) o recrutamento dos indivíduos de *A. graveolens* é maior na área de declive; ii) a mortalidade é maior na área de platô; iii) a fecundidade e estabelecimento dos indivíduos são maiores na área de declive. O estudo foi desenvolvido no fragmento de floresta estacional semidecidual da Fazenda Doralice (sede - 23°16'S e 51°03'W), às margens do rio Tibagi, município de Ibiporã, PR, Brasil, a 480m de altitude, com área aproximada de 100 ha. A coleta dos dados demográficos foi realizada em 100 parcelas permanentes de 100 m² (10x10 m), sendo 50 parcelas (0,5 ha) na área plana (AP) e 50 parcelas na área de declive (AD). Todos os indivíduos de *A. graveolens* encontrados nas parcelas foram marcados com placas metálicas e mapeados utilizando suas coordenadas cartesianas (x, y). Os indivíduos foram distribuídos em sete classes de altura. Foram efetuados cinco censos anuais no período de 2007 a 2011 nos meses de junho, julho e agosto. As variações demográficas na AP e na AD foram descritas utilizando-se o modelo de matrizes de Lefkovitch, a fim de estimar a taxa finita de crescimento populacional (λ). As análises dos resultados indicam que a dinâmica populacional diferiu entre as áreas, principalmente em relação ao recrutamento dos indivíduos para classes de altura subseqüentes e a permanência na mesma classe, confirmando a hipótese de que o recrutamento foi maior na AD. Já a mortalidade e a fecundidade não apresentaram diferença entre as áreas.

Palavas-chave: Elasticidade, Floresta estacional semidecidual, LTRE, Matrizes de transição, Sensibilidade, Topografia.

CRUZ, G.C.A. **Influence of soil slopes in *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae) population dynamics.** Dissertation (Master's Degree in Biological Sciences) State University of Londrina, Londrina. 2012.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate if the dynamic population of *Astronium graveolens* Jacq. changed between topographically distinct areas, by prospective (sensibility and elasticity) and retrospective (LTRE) approaches, and verify that the variations in dynamic population could affect the future of the population at the sites. Tree hypothesis were tested: i) the recruitment of *A. graveolens* was greater in the slope areas (AD); ii) Mortality was higher in the plateau areas (AP); iii) the fecundity and establishment of individuals were higher in AD. The study was developed in the Fazenda Doralice's semideciduous forest remnant (headquarters - 23°16'S e 51°03'W), at Tibagi river edge, municipality of Ibiporã, PR, Brazil. The forest remnant had approximately 480 m of altitude and 100 ha of area. The demographic data collection was performed in 100 permanent plots with 100 m² (10x10 m), 50 plots (0.5 ha) in the AP and 50 plots in the AD. All *A. graveolens* individuals found in the plots were marked with metal plates and mapped using their Cartesian coordinates (x, y). The individuals were distributed in seven height classes. Five censuses were conducted annually in the period 2007-2011 in the months of June, July and August. Demographic changes in the areas were described using the Lefkovitch matrix model, in order to estimate the finite rate of population growth (λ). The results analyses indicated that the dynamics population differed between areas, especially in relation to the recruitment of individuals for subsequent height classes and the stay of individuals in the same class. We confirmed the first hypothesis that the recruitment was higher in AD and we refused the others hypothesis since mortality and fecundity did not differs between areas.

Key words: Elasticity, LTRE, population dynamics, seasonal semideciduous forest, sensibility, topography, Transition matrices.

INTRODUÇÃO

Conhecer a dinâmica populacional das espécies arbóreas tropicais e como essas populações poderão responder as alterações ambientais ou a heterogeneidade ambiental, é um importante objetivo nos estudos de ecologia populacional (Bruna e Oli 2005). As florestas tropicais são ecossistemas altamente heterogêneos, resultado da diversidade de fatores bióticos e abióticos que interagem constantemente com as populações e a resposta particular de cada espécie (Pullido et al. 2007).

Os distúrbios ambientais, as variações na capacidade de reprodução dos indivíduos ou as alterações no nível de competição são exemplos de alterações que podem proporcionar variações nas taxas de nascimento e morte de indivíduos dentro de uma população, promovendo alterações no número de indivíduos, por exemplo (Marques e Joly 2000).

Dentre os fatores ambientais que influenciam a dinâmica de fragmentos florestais pode-se destacar a topografia (Apolinário et al. 2005), já que a declividade da superfície do solo nas florestas produz, em conjunto com outros fatores, uma variedade de situações ambientais, tais como: gradientes de umidade no solo entre o topo e a base da vertente; favorecimento do transporte de partículas de solo ao longo do perfil; interferência na organização vertical do dossel, ocasionando variações nos ângulos de penetração e distribuição de luz no interior de florestas (Gandolfi 2000).

Estudos realizados em florestas tropicais ribeirinhas na Ásia têm demonstrado que podem existir diferenças de densidade em espécies arbóreas ao longo de diferentes gradientes topográficos, como observado por Bunyavejchewin et al. (2003) em um estudo realizado com sete espécies arbóreas de dossel de Dipterocarpaceae, em uma floresta decídua na Tailândia. Os autores encontraram diferença na densidade de duas das sete espécies estudadas, sendo *Hopea odorata* Roxb. e *Vatica cinerea* King. menos

densas nas áreas com baixa declividade do solo, próxima ao córrego e mais densas nas áreas mais íngremes da parcelas.

No Brasil, Bianchini et al. (2010) analisaram se a densidade de indivíduos de espécies arbóreas, pertencentes a diferentes grupos ecológicos, estava relacionada à declividade do solo em um fragmento de floresta estacional semidecidual ribeirinha. A espécie *Astronium graveolens* Jacq. associou-se positivamente com parcelas de maior declividade do solo, apresentando maior densidade nestas parcelas quando comparado com parcelas com baixa declividade. Pavanelli et al. (2011) sugeriram que a maior densidade de indivíduos de *A. graveolens* na área em declive ocorria em razão da existência de maior disponibilidade de sítios favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento da espécie, como, por exemplo, o menor Índice de Cobertura Vegetal, que pode favorecer o desenvolvimento de espécies heliófilas como *A. graveolens*.

Tendo em vista a diferença topográfica do local e a maior densidade de indivíduos de *A. graveolens* na área de declive, este estudo objetivou avaliar se a dinâmica populacional da espécie variou entre as áreas topograficamente distintas. Para isso, três hipóteses foram testadas: i) o recrutamento dos indivíduos de *A. graveolens* foi maior na área de declive; ii) a mortalidade foi maior na área plana; iii) a fecundidade e estabelecimento dos indivíduos foram maiores na área de declive.

MATERIAL E MÉTODOS

Local do estudo

O estudo foi desenvolvido no fragmento de floresta estacional semidecidual da Fazenda Doralice (sede - 23°16'S e 51°03'W), às margens do rio Tibagi, município de Ibiporã, PR, Brasil, a 480m de altitude, com área aproximada de 100 ha (Figura 1). Este remanescente apresenta grande variação topográfica em uma de suas partes. Neste local,

o relevo é formado por um declive acentuado que se estende por cerca de 40-50 m a partir da margem esquerda do rio, gradualmente tornando-se menos declivoso, até formar uma área plana (platô) que dista cerca de 300 m do rio (Figura 2).

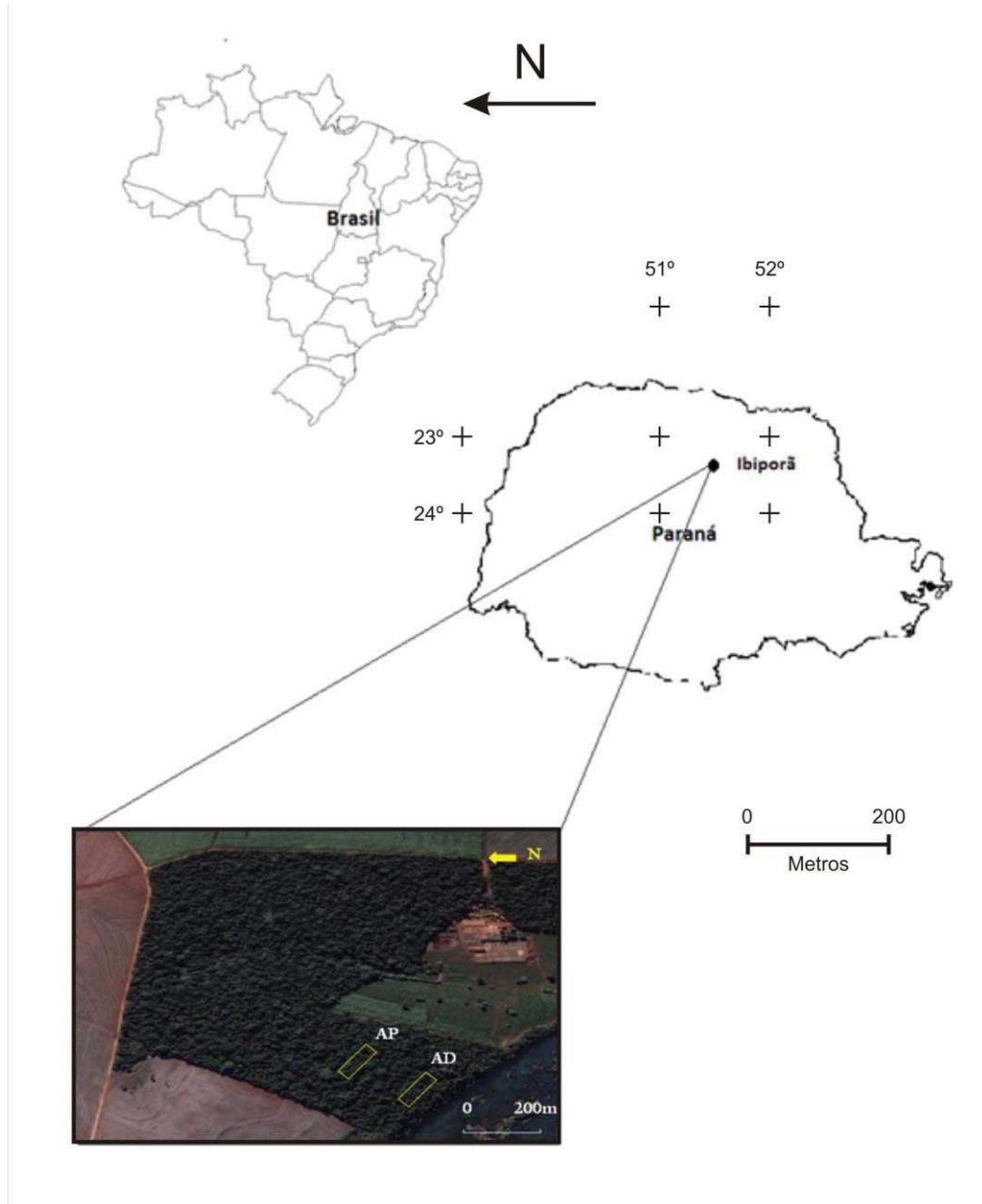


Figura 1. Localização do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil (adaptado de Aguiar et al. 2009).

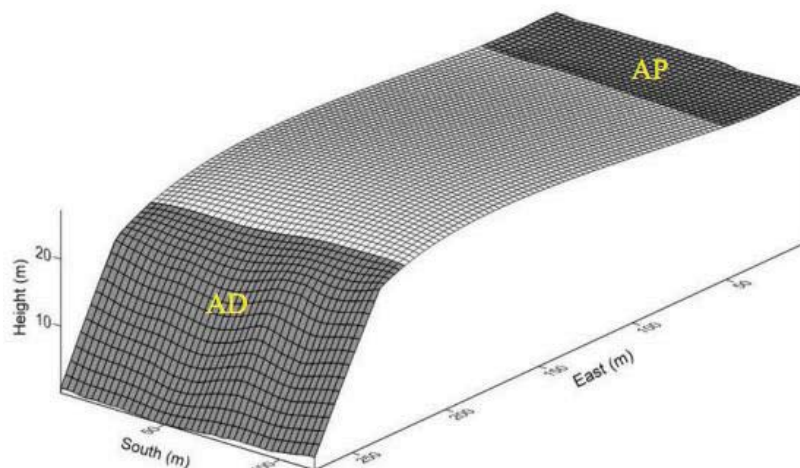


Figura 2. Relevo das áreas amostradas no platô (AP) e no declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Fonte: Valéria Teodoro da Silva.

Segundo Soares-Silva et al. (1992) o solo deste remanescente florestal apresenta-se com textura argilosa, com concentrações de argila variando de 46 a 64%, ocorrendo aumento da concentração com a profundidade. Análises granulométricas realizadas no local do estudo (Pavanelli et al. 2011) indicam que a área plana (AP) apresenta solo predominantemente argiloso, argila siltoso e franco argiloso siltoso e a área de declive (AD) o predomínio de solo franco argiloso e franco.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa – clima subtropical úmido, com uma temperatura média anual de 21.8°C, e a precipitação média anual de 1570 mm (Bianchini et al. 2010).

Espécie estudada

Astronium graveolens é uma espécie arbórea, emergente, considerada uma das 10 espécies mais bem posicionadas, segundo o índice de valor de importância para a sub região baixa da Bacia do rio Tibagi (Dias et al. 2002), sendo, portanto uma das mais importantes na caracterização das florestas da bacia do rio Tibagi. No passado suas populações sofreram um forte declínio devido ao corte seletivo, o que a levou a entrar para lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção (Hatschbach e Ziller 1995). Sua

madeira possui grande valor comercial sendo utilizada na construção de dormentes, postes, esquadrias, estruturas, vagões e carrocerias (Carvalho 2006).

Coleta dos dados

A coleta dos dados demográficos foi realizada em 100 parcelas permanentes de 100 m² (10x10m), sendo 50 parcelas (0,5 ha) na área plana (AP) e 50 parcelas na área de declive (AD). Todos os indivíduos de *A. graveolens* encontrados nas parcelas foram marcados com placas metálicas e mapeados utilizando suas coordenadas cartesianas (x, y). Dos indivíduos até 1,5m de altura foi medido o comprimento com auxílio de fita métrica e os maiores que 2 m a altura foi estimada visualmente.

Os indivíduos foram separados em 7 classes de altura: C1: >0 a 0,25 m; C2: >0,25 a 0,5 m; C3: >0,5 a 1m; C4: >1 a 2m; C5: >2 a 4m; C6: >4 a 8m; C7: >8 m, sendo a última considerada composta por indivíduos reprodutivos, considerados como adultos.

Foram efetuados cinco censos anuais no período de 2007 a 2011 nos meses de junho, julho e agosto, sendo os dois primeiros levantamentos realizados por Pavanelli et al. (2011).

A taxa finita de crescimento populacional (λ) foi calculada para AP e AD seguindo o modelo de matrizes de Lefkovitch (Caswell 2001),

$$\mathbf{n}_{(t+1)} = \mathbf{A} \cdot \mathbf{n}_{(t)},$$

onde n é um vetor coluna cujo os elementos n_i são os números de indivíduos em cada categoria no tempo t ou $t + 1$, e A representa a matriz quadrada com a probabilidade de transição entre as classes de tamanho (matriz de transição).

Nas matrizes, cada elemento a_{ij} representa a probabilidade de transição da categoria i para a categoria j no período de um ano. O elemento na primeira linha para a

classe C7 representa o ingresso de novos indivíduos (fecundidade) na primeira classe de altura (>0 a $0,25\text{m}$). Os elementos na diagonal principal representam a probabilidade de permanência na mesma classe de tamanho, enquanto os elementos na subdiagonal representam a probabilidade de transição de uma classe de tamanho para a próxima (crescimento). O restante das entradas a_{ij} acima da diagonal principal representam regressão de classe de tamanho, devido à quebra (Olmsted e Alvarez-Buylla 1995).

Foram construídas matrizes de transição para AP e AD, para cada intervalo anual (2007-2008, 2008-2009, 2009-2010 e 2010-2011) onde foram registrados as mortes, as permanências dos indivíduos nas mesmas classes de altura, os recrutamentos para as classes de altura subseqüentes, os regressos para as classes de altura anteriores ou o ingresso de novos indivíduos na primeira classe. A fecundidade foi obtida pelo produto da divisão do número de indivíduos que ingressaram na primeira classe de altura pelo número de indivíduos adultos (Figura: 3).

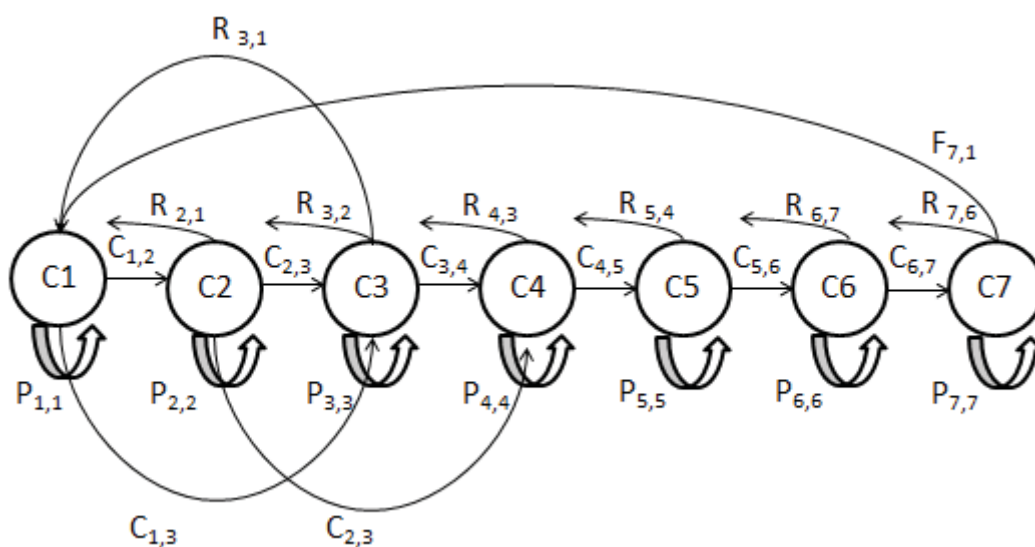


Figura 3. Diagrama do ciclo de vida usado para o modelo matricial de *Astronium graveolens*. F= fecundidade, R= recrutamento, C= crescimento e C1-C7= classes de tamanho.

O resultado das matrizes de transição ($n=8$) foi submetido a uma análise log-linear para testar o efeito dos anos (período 2007 a 2011) e dos locais (AP e AD) sobre o destino dos indivíduos. Essa análise foi realizada, utilizando o programa STATISTICA 7, através da comparação das entradas das matrizes de transição, com a construção de tabelas de contingência que avaliam o grau de interdependência entre os fatores (ano e local) (Pullido et al. 2007). A análise log linear indicou diferenças nas matrizes de transição anuais em relação ao ano e ao local. Por esta razão serão apresentadas todas as matrizes de transição.

Foram realizadas análises de perturbação prospectiva (sensibilidade e elasticidade), com a construção de matrizes para cada intervalo anual, a fim de verificar como mudanças absolutas e proporcionais nos elementos das matrizes afetam as taxas de crescimento populacionais (Caswell 2000, Caswell 2001).

Adicionalmente, foi utilizada uma análise de perturbação retrospectiva, o LTRE (life-table-response-experiment), para identificar quais elementos da matriz contribuem de forma mais significativa para as variações no λ em cada área. Os LTREs são baseados na construção de matrizes de contribuição derivadas da variação observada dos elementos das matrizes para as diferentes áreas, combinada com suas sensibilidades (Caswell 2000, Pullido et al. 2007). Essas matrizes de contribuição indicam a amplitude com que cada taxa demográfica aumenta ou diminui o valor de λ da sua matriz de transição correspondente em comparação com o valor de λ da matriz média.

Neste estudo, foi calculada uma matriz média de todos os intervalos anuais para cada área que serviu como matriz de comparação para a construção de uma matriz de contribuição para a AP e outra para a AD. Como as entradas da matriz de contribuição são aditivas, elas podem ser somadas por processo demográfico (por exemplo, fecundidade, permanência e crescimento). A soma de todas as entradas da matriz de

contribuição de cada área reflete o efeito da área, ou seja, a diferença entre o λ de cada área e o λ da matriz média (Pulido et al. 2007).

As estimativas da taxa finita de crescimento populacional (λ), as análises de perturbação prospectiva (sensibilidade e elasticidade) e retrospectiva (LTRE) foram realizados no programa R, versão 2.12. Quando necessário, os valores da matriz de transição foram aproximados para 0,001 (valores iguais a zero), ou 0,999 (valores iguais a um), conforme proposto por Souza e Martins (2004).

RESULTADOS

A AD apresentou maior densidade de indivíduos de *A. graveolens* em todos os anos amostrados (2007-2011). No período de 2007 a 2011, foi verificado um decréscimo no número de indivíduos nas duas áreas: 257 para 110 na AP e 1305 para 890 na AD (Figura 4 e 5).

O recrutamento de novas plântulas foi maior no período de 2007-2009, nas duas áreas, porém nos anos seguintes foi reduzida, chegando à zero no período de 2009-2010 na AP (Figura 4). O período de 2008-2009 foi o que apresentou maior recrutamento, com o ingresso de 87 plântulas na AP e de 218 plântulas na AD. As mortes ocorreram principalmente nas três primeiras classes de altura, nas duas áreas, com maiores registros observados na primeira classe em todos os períodos, sendo esse o motivo do decréscimo no número de indivíduos. Na AP, o recrutamento de indivíduos para a próxima classe de altura ocorreu principalmente nas três primeiras classes, enquanto na AD foi registrado recrutamento em todas as classes (Figura 4 e 5).

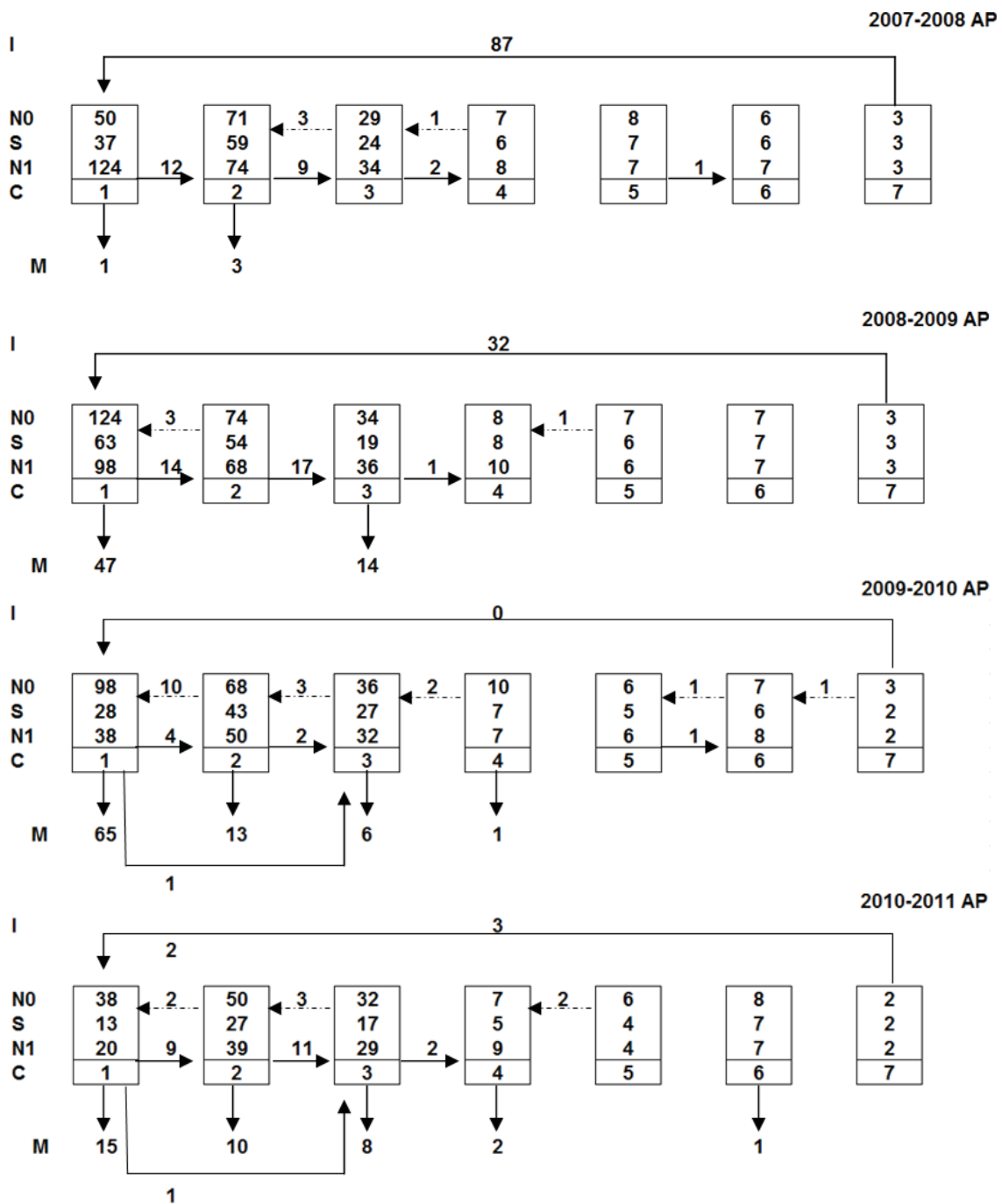


Figura 4. Diagrama de caixa da área plana (AP) representando o ingresso, a mortalidade e o recrutamento dos indivíduos de *Astronium graveolens* nas diferentes classes de altura do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. I= ingressantes; No= número inicial de indivíduos; N1= número de indivíduos no final; S= indivíduos do primeiro levantamento que sobreviveram; M= mortos. As linhas tracejadas indicam indivíduos que quebraram (regressão), linhas contínuas indicam indivíduos que cresceram (recrutamento).

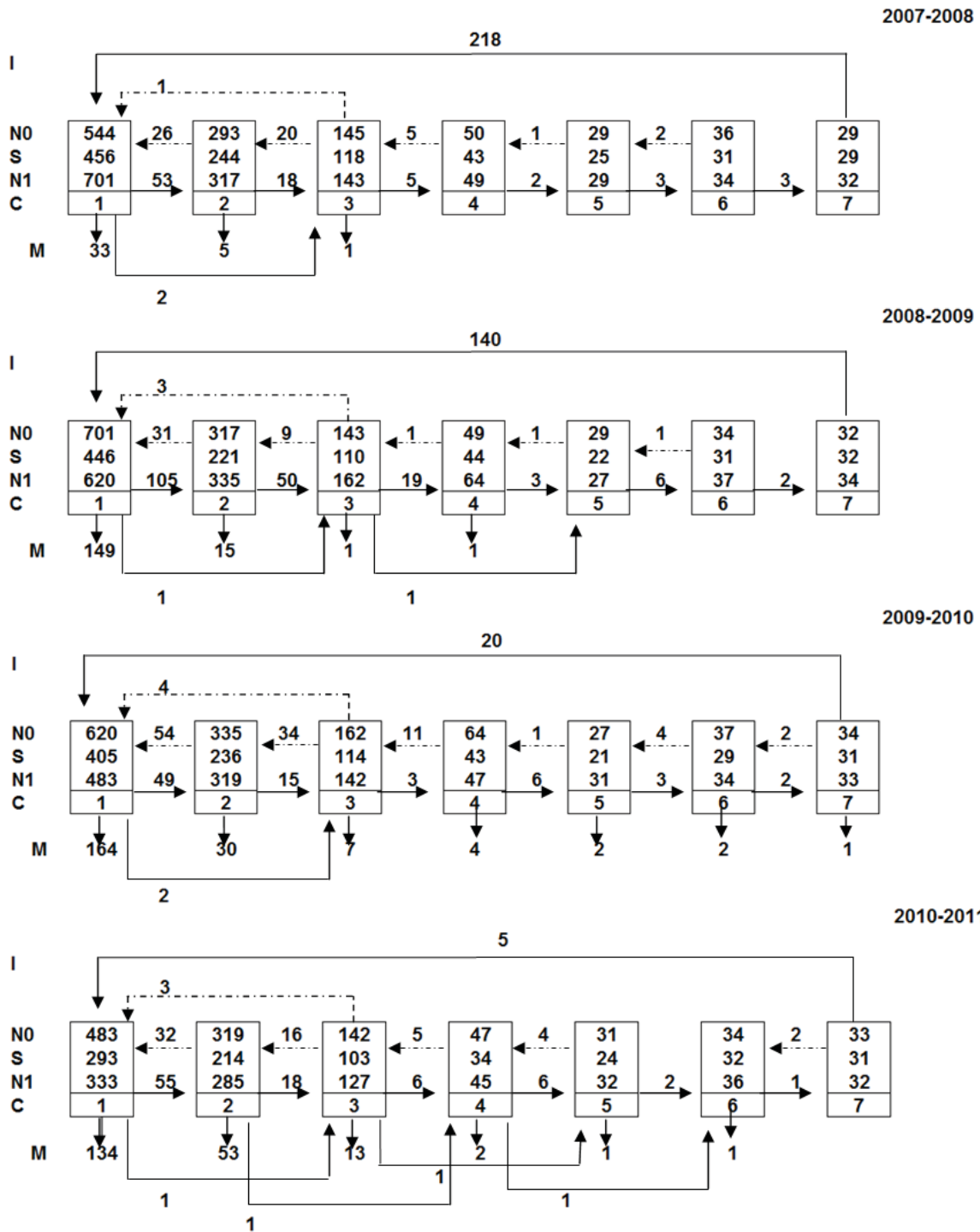


Figura 5: Diagrama de caixa da área de declive (AD) representando o ingresso, a mortalidade e o recrutamento dos indivíduos de *Astronium graveolens* nas diferentes classes de altura do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. I= ingressantes; No= número inicial de indivíduos; N1= número de indivíduos no final; S= indivíduos do primeiro levantamento que sobreviveram; M= mortos. As linhas tracejadas indicam indivíduos que quebraram (regressão), linhas contínuas indicam indivíduos que cresceram (recrutamento).

A análise das matrizes de transição da AP revelou que as probabilidades de permanência dos indivíduos na mesma classe de altura variaram muito ao longo dos anos, apresentando menores valores na primeira classe (29% em 2010). A probabilidade de transição dos indivíduos para classe de altura seguinte também variou entre os períodos analisados, sendo em geral, maiores na primeira classe (24%) em 2007- 2008 e 2010 - 2011 (Tabela 1).

Para AD, as probabilidades de permanência dos indivíduos na mesma classe de altura foram maiores que 60%, com os menores valores na primeira classe no período de 2008-20011, havendo pouca variação ao longo dos anos. Transição de indivíduos para a classe de altura seguinte ocorreu em todas as classes com valor máximo de 20% no período de 2008-2009 para sexta classe (Tabela 2).

Para AP, o modelo populacional utilizado prediz que a população de *A. graveolens* sofreria alterações numéricas entre anos, mas se manteria em equilíbrio como mostra os valores de λ sempre próximos a 1,0 (Tabela 1). Já para AD, as alterações numéricas seriam mais expressivas com os valores λ maiores que 1,0 nos dois primeiros intervalos anuais e menores que 1,0 nos dois intervalos anuais seguintes (Tabela 2).

Tabela 1. Matrizes de transição anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área plana (AP) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores com asterisco (*) foram adaptados conforme proposto por Souza e Martins (2004).

		> 0-0,25 m	> 0,25-0,50 m	>0,50-1 m	> 1-2m	> 2-4 m	> 4-8 m	>8 m
2007-2008 AP	> 0-0,25 m	0,74						29
$\lambda= 1.011$	> 0,25-0,50 m	0,24	0,83	0,103				
	>0,50-1 m		0,127	0,827	0,142			
	> 1-2m			0,069	0,857			
	> 2-4 m				0,001*	0,875		
	> 4-8 m					0,125	0,999*	
	>8 m						0,001*	0,999*
2008-2009 AP	> 0-0,25 m	0,508	0,04					10.66
$\lambda= 0,991$	> 0,25-0,50 m	0,112	0,729					
	>0,50-1 m		0,229	0,558				
	> 1-2m			0,029	0,999*	0,142		
	> 2-4 m				0,001*	0,857		
	> 4-8 m					0,001*	0,999*	
	>8 m						0,001*	0,999*
2009-2010 AP	> 0-0,25 m	0,286	0,147					0,001*
$\lambda= 0,999$	> 0,25-0,50 m	0,041	0,632	0,083				
	>0,50-1 m	0,01	0,029	0,75	0,2			
	> 1-2m			0,001*	0,7			
	> 2-4 m				0,001*	0,833	0,142	
	> 4-8 m					0,166	0,857	0,333
	>8 m						0,001*	0,667
2010-2011 AP	> 0-0,25 m	0,342	0,04	0,063				1.5
$\lambda= 0,999$	> 0,25-0,50 m	0,237	0,54	0,094				
	>0,50-1 m	0,026	0,22	0,531				
	> 1-2m			0,063	0,714	0,333		
	> 2-4 m				0,001*	0,666		
	> 4-8 m					0,001*	0,875	
	>8 m						0,001*	0,999*

Tabela 2. Matrizes de transição anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área de declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores com asterisco (*) foram adaptados conforme proposto por Souza e Martins (2004).

		> 0-0,25 m	> 0,25-0,50 m	>0,50-1 m	> 1-2m	> 2-4 m	> 4-8 m	>8 m
2007-2008 AD	> 0-0,25 m	0,838	0,088	0,006				7,517
$\lambda = 1.030$	> 0,25-0,50 m	0,097	0,832	0,137				
	>0,50-1 m	0,004	0,061	0,813	0,1			
	> 1-2m			0,034	0,86	0,034		
	> 2-4 m				0,04	0,862	0,055	
	> 4-8 m					0,103	0,861	
	>8 m						0,083	0,999*
2008-2009 AD	> 0-0,25 m	0,636	0,097	0,02				4,375
$\lambda = 1,128$	> 0,25-0,50 m	0,149	0,697	0,062				
	>0,50-1 m	0,001	0,157	0,769	0,02			
	> 1-2m			0,132	0,897	0,034		
	> 2-4 m			0,007	0,061	0,758	0,029	
	> 4-8 m					0,206	0,911	
	>8 m						0,058	0,999*
2009-2010 AD	> 0-0,25 m	0,653	0,161	0,024				0,588
$\lambda = 0,967$	> 0,25-0,50 m	0,079	0,704	0,209				
	>0,50-1 m	0,003	0,044	0,703	0,171			
	> 1-2m			0,018	0,671	0,037		
	> 2-4 m				0,093	0,777	0,108	
	> 4-8 m					0,111	0,783	0,06
	>8 m						0,054	0,912
2010-2011 AD	> 0-0,25 m	0,606	0,1	0,021				0,151
$\lambda = 0.961$	> 0,25-0,50 m	0,113	0,67	0,112				
	>0,50-1 m	0,002	0,056	0,725	0,106			
	> 1-2m		0,003	0,042	0,723	0,129		
	> 2-4 m		0,003	0,007	0,127	0,774		
	> 4-8 m					0,064	0,941	0,06
	>8 m						0,029	0,939

Considerando as análises prospectivas, o resultado das análises de sensibilidade, para as duas áreas (AP e AD), indicou que o recrutamento dos indivíduos para as próximas classes de altura foi a taxa vital mais sensível para alteração no valor do λ . (Tabela 3 e 4). As análises de elasticidade, para as duas áreas (AP e AD), indicaram que

a permanência dos indivíduos na mesma classe foi a taxa vital que mais contribuiu para formação do valor do λ , principalmente nas maiores classes de tamanho.

Tabela 3. Matrizes de sensibilidade anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área plana (AP) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores representados por 0* foram utilizados para representar valores abaixo de 0,0001.

		> 0-0,25 m	> 0,25-0,50 m	>0,50-1 m	> 1-2m	> 2-4 m	> 4-8 m	>8 m
2007-2008 AP	> 0-0,25 m	0,016						0,0001
	> 0,25-0,50 m	0,018	0,061	0,064				
	>0,50-1 m		0,087	0,092	0,041			
	> 1-2m			0,149	0,067			
	> 2-4 m					0,032		
	> 4-8 m					0,035	0,364	
	>8 m							0,364
2008-2009 AP	> 0-0,25 m	0,001	0,0004					0
	> 0,25-0,50 m	0,004	0,001					
	>0,50-1 m		0,004	0,002				
	> 1-2m			0,015	0,505	0,003		
	> 2-4 m				0,994	0,007		
	> 4-8 m					0,1	0,2	
	>8 m						0,4	0,4
2009-2010 AP	> 0-0,25 m	0*	0*					0,0004
	> 0,25-0,50 m	0*	0*	0*				
	>0,50-1 m	0*	0*	0*	0*			
	> 1-2m			0*	0*			
	> 2-4 m				0*	0,4	0,5	
	> 4-8 m					0,4	0,5	0,001
	>8 m						0,5	0,001
2010-2011 AP	> 0-0,25 m	0*	0*	0*				0*
	> 0,25-0,50 m	0*	0*	0*				
	>0,50-1 m	0*	0*	0*				
	> 1-2m			0*	0*	0*		
	> 2-4 m				0*	0*		
	> 4-8 m					0*	0*	
	>8 m						0*	0,9

Tabela 4. Matrizes de sensibilidade anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área de declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil.

		> 0-0,25 m	> 0,25-0,50 m	>0,50-1 m	> 1-2m	> 2-4 m	> 4-8 m	>8 m
2007-2008 AD	> 0-0,25 m	0,104	0,067	0,023				0,001
	> 0,25-0,50 m	0,188	0,121	0,041				
	>0,50-1 m	0,460	0,296	0,101	0,021			
	> 1-2m			0,477	0,101	0,030		
	> 2-4 m				0,376	0,376	0,112	
	> 4-8 m					0,172	0,105	
	>8 m						0,169	0,352
2008-2009 AD	> 0-0,25 m	0,122	0,045	0,020				0,003
	> 0,25-0,50 m	0,401	0,148	0,065				
	>0,50-1 m	0,349	0,128	0,057	0,036			
	> 1-2m			0,104	0,066	0,048		
	> 2-4 m			0,395	0,252	0,184	0,174	
	> 4-8 m					0,323	0,305	
	>8 m						0,277	0,116
2009-2010 AD	> 0-0,25 m	0,0008	0,0003	0,0009				0,0003
	> 0,25-0,50 m	0,003	0,001	0,0003				
	>0,50-1 m	0,014	0,005	0,001	0,0005			
	> 1-2m			0,018	0,007	0,026		
	> 2-4 m				0,02	0,079	0,121	
	> 4-8 m					0,120	0,184	0,345
	>8 m						0,387	0,724
2010-2011 AD	> 0-0,25 m	0,001	0,0006	0,0002				0,002
	> 0,25-0,50 m	0,004	0,001	0,0006				
	>0,50-1 m	0,013	0,005	0,001	0,0007			
	> 1-2m		0,021	0,006	0,002	0,002		
	> 2-4 m		0,035	0,011	0,004	0,004		
	> 4-8 m					0,007	0,217	0,280
	>8 m						0,596	0,770

Tabela 5. Matrizes de elasticidade anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área plana (AP) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores representados por 0* foram utilizados para representar valores abaixo de 0,0001.

		> 0-0,25 m	> 0,25-0,50 m	>0,50-1 m	> 1-2m	> 2-4 m	> 4-8 m	>8 m
2007-2008 AP	> 0-0,25 m	0,012						0,004
	> 0,25-0,50 m	0,004	0,050	0,006				
	>0,50-1 m		0,011	0,075	0,005			
	> 1-2m			0,010	0,056			
	> 2-4 m				0,004	0,028		
	> 4-8 m					0,004	0,360	0,360
	>8 m							0,004
2008-2009 AP	> 0-0,25 m	0,0005	0*					0,0004
	> 0,25-0,50 m	0,0004	0,001					
	>0,50-1 m		0,0005	0,001				
	> 1-2m			0,0004	0,504	0,0005		
	> 2-4 m				0,001	0,006		
	> 4-8 m					0,0004	0,240	
	>8 m						0,0004	0,240
2009-2010 AP	> 0-0,25 m	0*	0*					0,00042
	> 0,25-0,50 m	0*	0*	0*				
	>0,50-1 m	0*	0*	0*	0*			
	> 1-2m			0*	0*			
	> 2-4 m				0*	0,382	0,0764	
	> 4-8 m					0,0764	0,462	0,00050
	>8 m						0,0005	0,00100
2010-2011 AP	> 0-0,25 m	0*	0*	0*				0,00423
	> 0,25-0,50 m	0*	0*	0*				
	>0,50-1 m	0*	0*	0*				
	> 1-2m			0*	0*	0*		
	> 2-4 m				0*	0*		
	> 4-8 m					0*	0*	
	>8 m						0*	0,9

Tabela 6. Matrizes de elasticidade anuais referentes ao período de 2007 a 2011 para *Astronium graveolens* na área de declive (AD) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil. Os valores representados por 0* foram utilizados para representar valores abaixo de 0,0001.

		> 0-0,25 m	> 0,25-0,50 m	>0,50-1 m	> 1-2m	> 2-4 m	> 4-8 m	>8 m
2007-2008 AD	> 0-0,25 m	0,085	0,005	0,0001				0,013
	> 0,25-0,50 m	0,017	0,098	0,005				
	>0,50-1 m	0,001	0,017	0,080	0,002			
	> 1-2m			0,015	0,084	0,0009		
	> 2-4 m				0,014	0,093	0,003	
	> 4-8 m					0,017	0,088	
	>8 m						0,013	0,338
2008-2009 AD	> 0-0,25 m	0,068	0,038	0,0003				0,014
	> 0,25-0,50 m	0,052	0,091	0,003				
	>0,50-1 m	0,0003	0,017	0,039	0*			
	> 1-2m			0,012	0,05	0,001		
	> 2-4 m			0,002	0,01	0,123	0,044	
	> 4-8 m					0,058	0,246	
	>8 m						0,014	0,101
2009-2010 AD	> 0-0,25 m	0,0006	0*	0*				0,0002
	> 0,25-0,50 m	0,0002	0,0008	0*				
	>0,50-1 m	0*	0,0004	0,001	0,0001			
	> 1-2m			0,0004	0,005	0,001		
	> 2-4 m				0,002	0,064	0,013	
	> 4-8 m					0,013	0,149	0,021
	>8 m						0,021	0,703
2010-2011 AD	> 0-0,25 m	0,0009	0*	0*				0,0004
	> 0,25-0,50 m	0,0005	0,001	0*				
	>0,50-1 m	0*	0,0003	0,001	0*			
	> 1-2m		0*	0,0002	0,002	0,0003		
	> 2-4 m		0,0001	0*	0,0006	0,003		
	> 4-8 m					0,0004	0,199	0,017
	>8 m						0,018	0,752

O λ da matriz média geral (λ_{PD}) da análise retrospectiva LTRE foi 0,9933. A AP apresentou um λ inferior (0,952) comparado com λ_{PD} , principalmente devido à contribuição negativa da permanência na mesma classe e do recrutamento (crescimento) dos indivíduos para classes de maior altura (Figura 6), com exceção para a permanência na classe 7 e para o recrutamento da classe C5 para C6 (Figura 7).

Na AD, o λ foi maior (1,013), quando comparado com λ_{PD} , principalmente em

razão da contribuição positiva do recrutamento para classes de altura maior (Figura 6), especificamente em três das quatro últimas classes de altura (Figura 7). Destaca-se também o efeito negativo da permanência na sétima classe e das regressões que ocorrem nas últimas classes sobre o valor de λ desta área (Figura 7). A fecundidade na AD contribuiu de forma negativa para o valor do λ , enquanto que na AP a fecundidade contribuiu de forma positiva (Figura 6).

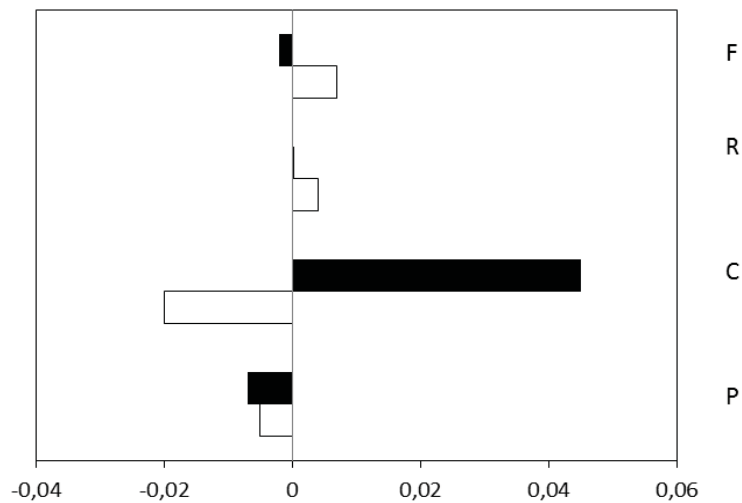


Figura 6. Contribuição dos diferentes processos demográficos de *Astronium graveolens* (F= fecundidade, R= regressão, C= crescimento e P= permanência) para a variação observada nos λ s das áreas plana (colunas brancas) e de declive (colunas escuras) do fragmento florestal da Fazenda Doralice, Ibiporã, PR, Brasil, de acordo com o LTRE.

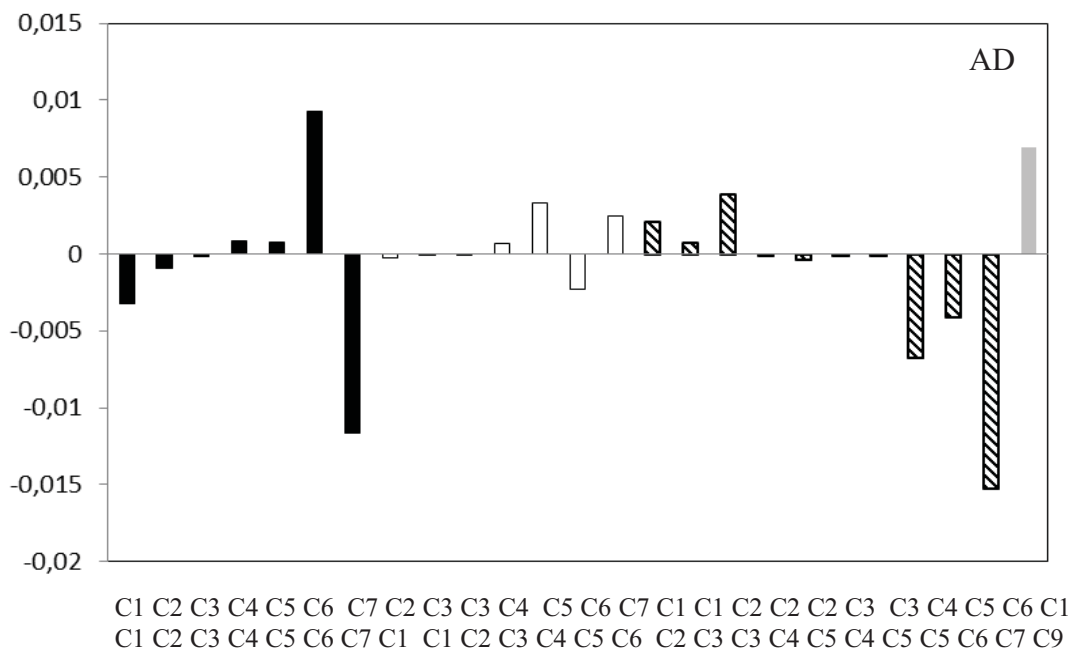
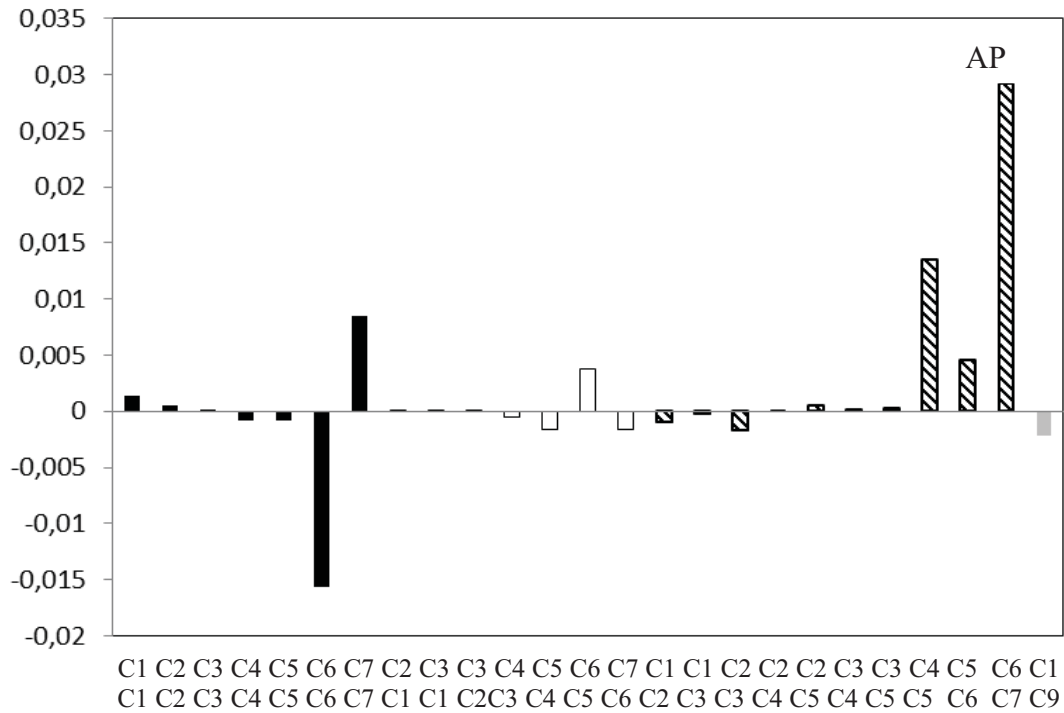


Figura 7. Detalhamento do LTRE, indicando a contribuição de todas as entradas da matriz para a diferença observada entre os λ s das áreas plana (AP) e de declive (AD) e o λ da matriz média (λ_{ct}). O eixo x corresponde às diferentes entradas da matriz (a_{ij}) sendo i (linha superior) a classe de destino e j (linha inferior) a classe de origem dos indivíduos. Colunas escuras= permanências; colunas brancas= regressões; colunas listradas= recrutamento e coluna cinza= fecundidade.

DISCUSSÃO

Os diferentes valores da taxa finita de crescimento populacional entre anos refletem a estocasticidade ambiental ao longo dos anos, com períodos favoráveis e desfavoráveis a manutenção da população no local. Essa estocasticidade pode estar relacionada às características do local, como por exemplo, a variações no regime de chuvas causada por fenômenos climáticos globais, como o fenômeno ENOS, que apresenta duas fases, uma quente (El Niño) e outra fria (La Niña) (Berlato e Fontana 2003). Durante episódios de La Niña tem se observado que as passagens das frentes frias sobre a Região Sul do Brasil são mais rápidas, com diminuição das chuvas e as temperaturas ficando ligeiramente abaixo da média climatológica, e no Paraná há indicativo de chuvas abaixo da média no de período outubro a dezembro (Caramori et al 2010).

Na floresta estacional semidecidual, o período de menor precipitação normalmente dura aproximadamente de março a outubro, onde, cerca de 50% dos indivíduos arbóreos perdem suas folhas (Hernandes et al. 2004). Caso ocorra uma alteração no padrão de precipitação, causado por fenômenos climáticos como El Niño ou La Niña, pode-se ter como resultado anos com maior ou menor crescimento populacional. Nos anos com maior crescimento, ou seja, em que as condições ambientais são favoráveis e as chuvas ocorram de acordo com o padrão previsto, pode haver, por exemplo, aumento na taxa de fecundidade, diminuição na taxa de mortalidade ou mesmo aumento no recrutamento de indivíduos para as classes de altura subseqüentes, e dessa forma aumento no valor do λ . Já nos anos com menor crescimento, um prolongado evento de baixa precipitação, como os que ocorreram nos invernos de 2008, 2010 e 2011 na região (dados IAPAR 2012), podem levar a um aumento das taxas de mortalidade, ou inibição da fecundidade, e conseqüentemente

diminuição do valor do λ . Segundo registros do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (2012) o fenômeno La Niña ocorreu na região no período de 2007-2008, provocando baixa pluviosidade.

A maior densidade de *A. graveolens* na AD, mesmo com o decréscimo do λ nos dois últimos anos, sugere a existência de micrositios favoráveis à regeneração de *A. graveolens* e que eles são mais numerosos na AD que na AP. De acordo com a hipótese de “diferenciação de nichos”, espera-se que ocorra maior densidade de indivíduos nas áreas com condições ambientais a que a espécie esteja mais adaptada, e sua densidade seja menor nos nichos marginais, e possa chegar a zero se as condições forem desfavoráveis (Silvertown 2004).

A menor diferença entre os λ s da AP sugerem menor variação ambiental entre anos comparado com AD. A maior variação ambiental na AD pode estar associada à topografia declivosa que faz com que ocorra deslizamento de solo e arraste de partículas constantemente que pode soterrar os indivíduos menores e o solo raso e pedregoso que resulta em menor capacidade de armazenamento de água. Porém, ainda que possam existir anos com diminuição no λ na AD, o maior número de micrositios favoráveis no local permitem que a população possa se manter com maior densidade. Esses micrositios favoráveis poder ser formados por condições bióticas e abióticas do local.

Em relação às condições abióticas, Pavanelli et al (2011), encontraram na AD menor Índice de Cobertura Vegetal (ICV), menor umidade do solo, maior massa e menor volume de serapilheira e maior pH do solo. Esses autores sugeriram que o sucesso de *A. graveolens* na AD tem relação com as variáveis associadas ao declive. Bianchini et al. (2010) também encontraram maior densidade da espécie em parcelas com maior declividade. Já as condições bióticas, podem estar associadas à competição entre as espécies no local. O maior recrutamento na AD pode ocorrer pela menor

competição com herbáceas, diferente da AP, onde foi observada uma densa cobertura do solo por ervas. O menor recrutamento na AP pode estar relacionado tanto ao sombreamento dos indivíduos menores pelas plantas herbáceas, que pode prejudicar o desenvolvimento dos mesmos, quanto pela estagnação no crescimento dos indivíduos juvenis por consequência de um dossel mais fechado, uma vez que *A. graveolens* é uma espécie heliófila (Lorenzi, 1998). Por se beneficiar com a maior quantidade de luz na AD, os indivíduos de *A. graveolens* podem apresentar maior sucesso competitivo, da mesma forma que ocorreu com a espécie *Goupia glabra*, uma espécie heliófila, cujo surgimento é notado em clareiras onde ocorre uma maior radiação (Mory e Jardim 2001), assim como *Hopea odorata* e *Vatica cinerea* que apresentaram menor densidade nas áreas com baixa declividade do solo, próxima a um córrego e maior densidade nas áreas mais íngremes da parcelas (Bunyavejchewin et al. 2003), levando a conclusão que algumas espécies podem demonstrar diferenças de densidade ao longo de diferentes gradientes topográficos.

As espécies que ocorrem preferencialmente em um certo habitat, apresentarão diferenças em suas taxas vitais (crescimento, sobrevivência e recrutamento) nos limites do seu habitat, em resposta as variações das condições abióticas, (Yamada et al. 2006), como por exemplo, a diferença de declividade, uma vez que a heterogeneidade do relevo pode provocar um armazenamento desigual de água no solo (Daws et al. 2002, Gibbons e Newbery 2003, Cielo Filho et al. 2007, Comita and Engelbrecht 2009), devido à composição e profundidade dos diferentes tipos de solo, assim como proximidade ou não de fontes de água.

As taxas vitais de *A. graveolens* diferiram entre as áreas analisadas, sendo que permanência e recrutamento foram às taxas vitais que mais contribuíram para a taxa finita de crescimento da espécie na AD. Nesta, o recrutamento ocorreu em todas as

classes de altura, indicando que mesmo com baixa fecundidade e alta mortalidade de indivíduos das primeiras classes, o local apresenta condições favoráveis ao crescimento e permanência dos indivíduos maiores, fato que aumenta as chances de que novos adultos sejam recrutados. Na AP observou-se um déficit no recrutamento dos indivíduos para classes de altura maior, principalmente para as maiores classes, e uma probabilidade de permanência que pode chegar a somente 28%.

As causas específicas para mortalidade dos indivíduos não foram identificadas, porém, na AP provavelmente, o sombreamento do solo causado por um grande acúmulo de herbáceas, principalmente nas parcelas com clareira maiores, foi um fator importante. E na AD, pelo soterramento dos indivíduos menores, uma vez que o solo é mais raso e muito pedregoso, ocorrendo deslizamento de rochas e solo constantemente.

Os resultados das análises prospectivas (sensibilidade e elasticidade) corroboram com a hipótese de que os indivíduos de *A. graveolens* estejam melhor adaptados a AD, uma vez que as matrizes de sensibilidade indicam que o recrutamento dos indivíduos para classes de altura maior é a taxa demográfica mais sensível para variação observada no λ .

Os altos valores de elasticidade para permanência dos indivíduos na mesma classe, principalmente os adultos, sugere uma garantia na manutenção da população, pois depois de um período crítico, as plântulas que estes indivíduos produzirão podem ter um papel importante na perpetuação da população no local (Nabe-Nielsen 2004).

O resultado da LTRE em conjunto com as demais análises realizadas neste trabalho, confirma a importância do recrutamento para o λ , evidenciando a contribuição positiva dessa taxa vital para o conjunto de indivíduos da AD e a contribuição negativa na AP.

As análises dos resultados sugerem que a dinâmica populacional difere entre as

áreas, principalmente em relação ao recrutamento dos indivíduos para classes de altura subsequentes, confirmando a hipótese de que essa taxa vital é maior na AD. Já a mortalidade e a fecundidade não apresentaram diferenças entre as áreas, sendo possível supor que essa diferença na densidade de *A. graveolens* nas áreas de estudo possa ser causada pela melhor adaptação ao ambiente declivoso, que pode apresentar microssítios favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento da espécie no local, mesmo com os eventos estocásticos alterando a taxa finita de crescimento populacional eventualmente, e que caso sejam mantidas as condições ambientais ao longo dos anos, a população de *A. graveolens* poderá se manter em equilíbrio.

Porém esses dados por si só, não podem comprovar que a maior abundância de *A. graveolens* na área seja causada somente pela diferença na declividade do solo, pois não existe um registro confiável da possível exploração madeireira que o fragmento possa ter sofrido no passado, e também por que, não foram realizados estudos complementares em outras áreas com diferença topográfica semelhante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Apolinário, V., Oliveira-Filho, A.T., Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Revista Brasileira de Botânica*. **28**(2): 347-360.

Berlato, M.A., Fontana, D.C. 2003. El Niño e La Niña: Impactos no clima, na vegetação e na agricultura do Rio Grande do Sul; aplicações de previsões climáticas na agricultura. Edição da UFRGS, Porto Alegre.

Bianchini, E., Garcia, C.C., Pimenta, J.A., Torezan, J.M.D. 2010. Slope variation and population structure of tree species from different ecological groups in South Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. **82**(3): 643-652.

Bruna, E.M., Oli, M.K. 2005. Demographic effects of habitat fragmentation on a tropical herb: Life-Table Response Experiments. *Ecology*. **86**(7): 1816-1824.

Bunyavejchewin, S., LaFrankie, J.V., Baker, P.J., Kanzaki, M., Ashton, P.S., Yamakura,

T. 2003. Spatial distribution patterns of the dominant canopy dipterocarp species in a seasonal dry evergreen forest in western Thailand. *Forest Ecology and Management*. **175**: 87–101.

Caramori, P.H., Oliveira, D., Grodzki, L., Morais, L., Ricce, W.S., Costa, A.B. 2010. O fenômeno La niña e a agricultura do Paraná – aviso especial para a safra 2010/2011. IAPAR, Paraná.

Carvalho, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Embrapa CNPFlorestas, Colombo.

Caswell, H. 2000. Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology. *Ecology*. **81**: 619–627.

Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland.

Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos. 2012. Disponível em: <http://enos.cptec.inpe.br/>. Acesso em: 24.05.2012.

Cielo-Filho, R., Gneri, M.A., Martins, F.R. 2007. Position on slope, disturbance, and tree species coexistence in a Seasonal Semideciduous Forest in SE Brazil. *Plant Ecology*. **190**:189-203.

Comita, L.S., Engelbrecht, B.M. 2009. Seasonal and spatial variation in water availability drive habitat associations in a tropical forest. *Ecology*. **90**: 2755-2765.

Daws, M.I., Mullins, C.E., Burslem, D.F., Paton, S.R., Dalling, W. 2002. Topographic position affects the water regime in a semideciduous tropical forest in Panamá. *Plant and Soil*. **238**: 79-90.

Dias, M. C., Vieira, A. O. S., Paiva, M. R. C. 2002. Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi. *In A Bacia do Rio Tibagi. Edited by Medri, M. E., Bianchini, E., Shibata, O. A., Pimenta, J. A.* Edição dos Editores, Londrina. p. 109-131.

Gandolfi, S. 2000. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (SP, Brasil). Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas.

Gibbons, A.J., Newbery, D.M. 2003. Drought avoidance and the effect of local topography on trees in the understorey of bornean lowland rain forest. *Plant Ecology*, **164**: 1-18.

Hatschbach, G. G., Ziller S.R. 1995. Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná. SEMA/GTZ , Curitiba.

Hernandes, J.L., Pedro, M.J.J., Bardin, L. 2004. Variação estacional na radiação solar em ambiente externo e no interior de floresta semidecídua. *Revista Árvore*. **22**: 167-172.

- Lorenzi, H. 1998. Árvores Brasileiras- Manual de Identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Nova Odessa.
- Marques, M.C.M., Joly, C.A. 2000. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Botânica. **23**(1): 107-112.
- Mory, A.M., Jardim, F.C.S. 2001. Comportamento de *Goupia glabra* Aubl. (Cupiúba) em diferentes níveis de desbaste por anelamento em florestas naturais. Revista de Ciências Agrárias. **36**: 55-66.
- Nabe-Nielsen, J. 2004. Demography of *Machaerium cuspidatum*, a shade tolerant neotropical liana. Journal of Tropical Ecology. **20**: 505-516.
- Olmsted, I.; Alvarez-Buylla, E.R. 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. Ecological Applications. **5**: 484-500.
- Pavanelli, A.P., Costa, J.A., Bianchini, E., Pimenta, J.A. 2011. Estrutura de tamanho, relações alométricas e distribuição espacial de *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae) em áreas topograficamente distintas de fragmentos de floresta estacional semidecidual do sul do Brasil. Pesquisas. Botânica. **62**: 345-363.
- Pullido, M.T.; Valverde, T.; Caballero, J. 2007. Variation in the population dynamics of the palm *Sabal yapa* in a landscape shaped by shifting cultivation in the Yucatan Peninsula, Mexico. Journal of Tropical Ecology. **23**: 139–149.
- Silvertown, J. 2004. Plant coexistence and the niche. Trends in Ecology and Evolution. **19**: 605 – 611.
- Soares-Silva, L.H., Bianchini, E., Fonseca, E.P., Dias, M.C., Medri, M.E., Zangaro-Filho, W. 1992. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 1. Fazenda Doralice – Ibiporã, PR. Revista do Instituto Florestal. **4**(1): 199-206.
- Souza, A.F., Martins, F.R. 2004. Population structure and dynamics of a neotropical palm in fire-impacted fragments of the Brazilian Atlantic Forest. Biodiversity and Conservation. **13**: 1611-1632.
- Yamada, T., Tomita, A., Itoh, A., Yamakura, T., Ohkubo, T., Kanzaki, M. 2006. Habitat associations of Sterculiaceae trees in a Bornean rain forest plot. Journal of Vegetation Science. **17**:559–566.
- Yamada, T., Zuidema, P.A., Itoh, A., Yamakura, T., Ohkubo, T., Kanzaki, M., Tan, S., Ashton, P.S. 2007. Strong habitat preference of a tropical rain forest tree does not imply large differences in population dynamics across habitats. Journal of Ecology. **95**: 332–342.