

Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz

Ecologia populacional de *Solanum erianthum* D. Don

Thiago Borges Conforti

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em
Ecologia de Agroecossistemas

Piracicaba
2006

Thiago Borges Conforti
Engenheiro Agrônomo

Ecologia populacional de *Solanum erianthum* D. Don

Orientador: Dr. Paulo Yoshio Kageyama

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre
em Ecologia de Agroecossistemas

Piracicaba

2006

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Conforti, Thiago Borges

Ecologia populacional de *Solanum erianthum* D. Don / Thiago Borges Conforti. - -
Piracicaba, 2006.

47 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.

1. Ecologia de populações 2. Ecossistema 3. Mosaico 4. Solanaceae I. Título

CDD 634.94

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

SUMARIO

RESUMO.....	4
ABSTRACT.....	5
1 INTRODUÇÃO.....	6
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	8
2.1 Estrutura e diversidade de remanescentes de vegetação nativa na paisagem fragmentada.....	8
2.2 Floresta Estacional Semidecidual: preservação, conservação e restauração.....	11
2.3 A dinâmica florestal e os mosaicos sucessionais.....	13
2.4 A análise silvigênica.....	17
2.5 As espécies pioneiras, colonizadoras e oportunistas.....	20
2.6 População – estrutura espacial e estádios ontogenéticos.....	22
3 OBJETIVOS.....	24
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	25
4.1 Áreas de estudo.....	25
4.2 Análise da silvigênese.....	25
4.3 Espécie de estudo, <i>Solanum erianthum</i> D.Don – Solanaceae.....	27
4.4 Coleta de dados.....	29
RESULTADOS.....	30
6 DISCUSSÃO.....	39
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	44
REFERÊNCIAS.....	45

RESUMO

Ecologia populacional de *Solanum erianthum* D. Don

O objetivo deste trabalho foi avaliar a ecologia populacional da espécie arbórea *Solanum erianthum* D. Don em dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual e verificar a hipótese de que a mesma possui um comportamento de espécie pioneira e colonizadora no início do processo de sucessão nos ecossistemas. Os dois remanescentes de vegetação nativa escolhidos estão inseridos dentro de um contexto de paisagem fragmentada e antropizada, apresentando diferentes níveis de perturbação. As populações foram levantadas através de uma amostragem adaptativa, indicada para espécies que apresentam padrões agrupados de comportamento espacial. Os mosaicos sucessionais onde as populações foram amostradas foram avaliados através da análise silvigênica de desenvolvimento da arquitetura do ecossistema florestal. As duas populações somam 155 indivíduos, sendo uma com 85 indivíduos e uma densidade moderada e outra de 70 indivíduos e uma alta densidade. As densidades avaliadas para nas duas populações parecem estar relacionadas ao histórico de perturbação dos remanescentes a que pertencem. Os 85 indivíduos do remanescente menos perturbado somam uma área amostral de 13.800 m² distribuídos por todos os 250 ha, em 20 subpopulações da espécie, com uma densidade média de 0,006 ind./m², sempre em mosaicos sucessionais do início do processo sucessional, porém em diferentes fases da mesma. No remanescente mais perturbado, com uma área de 3 ha, foram amostrados 70 indivíduos em um único grupo de 2.100 m² e uma densidade média de 0,033 ind./m². Para a população do remanescente menos perturbado foi possível calcular a densidade por área para a espécie, 11,1 ind. / ha. Os indivíduos das duas populações foram divididos em classes ontogenéticas, que permitiram entender melhor o comportamento da espécie frente aos mosaicos sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual. Os dados apresentados corroboram com a hipótese de que a espécie desenvolve suas populações através de um padrão comportamental de espécie pioneira e colonizadora, com estrutura espacial agregada e uma alta densidade de indivíduos jovens próximos a indivíduos adultos.

Palavras-chave:; população; sucessão; *Solanum erianthum*; espécies pioneiras.

ABSTRACT**Population ecology of *Solanum erianthum* D. Don**

The main purpose of this study is evaluate the population ecology of a tree specie, *Solanum erianthum* D. Don, in two fragment remnant of Floresta Estacional Semidecidual and compare the date with the pioneer species syndrome on the ecological sucession of ecosystems. The two fragments of vegetation are in the context of fragmented and antropic landscape. The population is sampled with adaptive sampling, which is indicated for species with aggregated spatial structure. The two population have 155 individuals, one population with 85 individuals and moderate density and other population of 70 individuals with higher density. The density evaluated in the two population are related with the perturbation history of the fragments remnant. The 85 individuals of the remnant with less perturbation history are in one sampling area of 13.800 m², on the 250 ha of the fragment, and distributed in 20 subpopulation groups, with a average density of 0,006 ind./m². This subpopulations are always present in the sucession of the mosaic patch, in different fases of them. In the fragment remnant with a higher perturbation history, the 70 individuals are sampled in one only group, in 2.100 m² on the 3 ha of total area of the remnant. The density is this later group is very higher, 0,033 ind./m², when compared with other sampling population of the fragment remnant with less perturbation history. For this population of the greater fragment, are possible to calculate the density for area to the species, 11,1 ind./ha. All individuals are classified in ontogenetic classes, which make it possible to compare different individuals on the two population and make some observations of characteristics of the species in the successional mosaic patches of Floresta Estacional Semidecidual. Os dados apresentados corroboram com a hipótese de que a espécie desenvolve suas populações através de um padrão comportamental de espécie pioneira e colonizadora, com estrutura espacial agregada e uma alta densidade de indivíduos jovens próximos a indivíduos adultos.

Keywords:; population; sucession; *Solanum erianthum*; pioneer species.

1 INTRODUÇÃO

A fisionomia, a arquitetura e as condições climáticas de todo o ecossistema florestal são, em grande parte, determinadas pelas árvores que o compõem. Além disso, as árvores influenciam diretamente a existência de outras diversas espécies de fauna e flora do ecossistema.

As árvores se estabelecem e desenvolvem dentro dos processos sucessionais dos mosaicos, provocando alterações bióticas e abióticas nos mesmos. Com o desenvolvimento das árvores e do processo sucessional ocorre uma substituição de espécies e indivíduos no mosaico. Essa substituição e desenvolvimento das espécies é moldada pela disponibilização temporal de recursos e ambientes adequados para a regeneração das diferentes espécies arbóreas presentes no ecossistema.

Dessa maneira, estudos de populações das espécies arbóreas são fundamentais para a conservação das comunidades e ecossistemas tropicais florestais (Alvarez-Buylla et. al. 1996; Laurence et. al. 1998; Primack et. al. 1985).

As florestas do Estado de São Paulo foram devastadas em menos de 50 anos pelo processo desenfreado da expansão agropecuária (Dean, 1995). Atualmente o bioma Mata Atlântica e a fisionomia de Floresta Estacional Semidecidual se apresentam extremamente comprometidos em termos de conservação a longo prazo. Praticamente todos os remanescentes que ainda existem se apresentam impactados por efeitos antrópicos na paisagem em que estão inseridos (Metzger 2001; Tabarelli et al. 1996)

A fragmentação da paisagem natural pode ser considerada a principal causa do processo erosivo da biodiversidade atualmente. Esse processo transforma uma área contínua da paisagem natural em fragmentos remanescentes de vegetação nativa, com diferentes tamanhos e formas, circundados por áreas com diferentes usos e ocupação antrópica do solo, denominadas de matrizes inter-habitat (Primack e Rodrigues 2001).

Com a paisagem natural fragmentada e os remanescentes de vegetação nativa isolados uns dos outros, ocorrem a perda e o isolamento de habitats naturais das espécies existentes na paisagem. Os ecossistemas, comunidades e populações que permaneceram nos remanescentes de vegetação nativa, passam por um conjunto de alterações físicas e biológicas nas suas estruturas e diversidade, comprometendo os habitats naturais dos ecossistemas (Tabarelli et al. 2004; Laurence et al. 2000; Lovejoy et al. 1986; Laurence et al. 1998).

Prioridades de conservação devem ser dadas a qualquer remanescente que ainda existe, independente do seu tamanho ou grau de conservação da biodiversidade.

Independente da qualidade e da intensidade das perturbações sofridas, os remanescentes de vegetação nativa constituem-se como os últimos abrigos da biodiversidade regional. Essas áreas remanescentes apresentam usos potenciais, e são uma imensurável fonte de recursos genéticos, e podendo proporcionar um uso mais racional dos mesmos, como também de suas espécies, além de opções de educação e o desenvolvimento de um relacionamento homem-natureza mais saudável aos dois.

Dessa maneira, estudos sobre a biologia e ecologia das espécies e suas populações nesses ecossistemas da paisagem fragmentada são de fundamental importância para realização de diagnósticos e eventuais ações de manejo a favor da restauração, conservação e preservação da biodiversidade.

Este trabalho procurou caracterizar a ecologia populacional da espécie arbórea *Solanum erianthum* D.Don em dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual relacionando as estruturas populacionais apresentadas ao histórico de perturbação das áreas.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Estrutura e diversidade de remanescentes de vegetação nativa na paisagem fragmentada

A fragmentação da paisagem natural é um processo antrópico que afeta a integridade dos ecossistemas naturais e que pode ser considerada uma das maiores causas do processo erosivo da biodiversidade atualmente. A fragmentação transforma uma área contínua de paisagem natural em fragmentos remanescentes de vegetação nativa com diferentes tamanhos e formas, circundados por áreas de diferentes usos e ocupação antrópica do solo, denominadas de matrizes inter-habitat (Primack e Rodrigues 2001).

Muitas vezes, os efeitos da fragmentação não são expressos em um primeiro momento, porém, análises temporais da diversidade biológica em ecossistemas naturais de paisagens antropizadas têm evidenciado cada vez mais as conseqüências desastrosas do nosso modelo de pensamento e desenvolvimento aplicado aos ecossistemas naturais (Tabarelli et al. 2004; Laurence et al. 2000; Laurence et al. 1998; Lovejoy et al. 1986).

Mudanças no uso e ocupação do solo da paisagem regional, principalmente quando ocorrem em larga escala, provocam alterações nos ecossistemas naturais remanescentes da paisagem. Quando essas mudanças não são diretamente associadas à fragmentação da paisagem, acabam se expressando em um escala temporal mais longa, como constatado pelos autores acima citados.

A fragmentação da paisagem natural pode ser considerada a principal causa do processo erosivo da biodiversidade atualmente. Esse processo transforma uma área contínua da paisagem natural em fragmentos remanescentes de vegetação nativa, com diferentes tamanhos e formas, circundados por áreas com diferentes usos e ocupação antrópica do solo, denominadas de matrizes inter-habitat (Primack e Rodrigues 2001).

Com a paisagem natural fragmentada e os remanescentes de vegetação nativa isolados uns dos outros, ocorrem a perda e o isolamento de habitats naturais das espécies existentes na paisagem. Os ecossistemas, comunidades e populações que permaneceram nos remanescentes de vegetação nativa, passam por um conjunto de alterações físicas e biológicas nas suas estruturas e diversidade, comprometendo os habitats naturais dos ecossistemas (Tabarelli et al. 2004; Laurence et al. 2000; Lovejoy et al. 1986; Laurence et al. 1998). A paisagem agora não é mais

natural, e sim antrópica. Os remanescentes, se nada for feito, tendem a se tornar cada vez mais perturbados.

A quantidade e intensidade das alterações físicas e biológicas que ocorrem nos remanescentes são particulares a cada um, pois dependem de fatores internos e externos dos mesmos, como: tipo de fisionomia vegetal dos ecossistemas, a localização da área na paisagem, o uso do solo aplicado a matriz inter-habitat, a diversidade biológica existente no momento da fragmentação, o tipo de relação que as comunidades que vivem no entorno estabelecem com o remanescente.

Porém, independentemente da presença e magnitude dos efeitos acima mencionados, a degradação biológica e a perda da biodiversidade nos ecossistemas naturais são características comuns aos remanescentes de vegetação nativa submetidos ao processo de fragmentação da paisagem natural.

Segundo Terborgh e Winter (1980), a fragmentação deixa as populações reduzidas, interrompe os processos de polinização, dispersão e estabelecimento das plantas, além de alterar as entradas e saídas de energia entre os ecossistemas. Habitats que antes se encontravam circundados somente por áreas naturais, são agora expostos a condições externas. O conjunto desses fatores tem como resultado a erosão da biodiversidade existente.

Na paisagem natural contínua, os habitats são heterogêneos (Wiens, 1976) e se constituem através da distribuição natural dos recursos bióticos e abióticos na mesma. Essa distribuição natural dos recursos na paisagem e de seus respectivos habitats formados somente podem ser analisados tendo como referência um dado organismo ou espécie (Wiens, 1976). Sendo assim, a escolha da espécie e suas características populacionais irão determinar e a escala de estudo da paisagem (Metzger 2001).

A fragmentação de uma área contínua de paisagem provoca uma redistribuição nos recursos bióticos e abióticos que sustentavam as populações locais. Essa redistribuição dos recursos tem como consequência, alterações físicas e biológicas nos remanescentes de vegetação nativa, impactando a diversidade e a estrutura dos ecossistemas, comunidades e populações que permaneceram. Algumas formas de redistribuição na alocação dos recursos dentro dos ecossistemas produziram efeitos bióticos como: aumento no número de lianas (Gandolfi et al. 1995), alteração na composição de espécies (Nave 1999), intensificação de parasitismo (Loiselle e Hoppes 1983), alteração dos parâmetros demográficos das populações (Fonseca 2001), declínio de processos reprodutivos em plantas (Powell e Powell 1987, Aizen e Feinsinger 1994), invasão

de espécies exóticas e ruderais (Rolstad 1991, Tabarelli et al. 1999, Janzen 1986) e aumento da fauna onívora (Malcolm, 1994). Outras formas de redistribuição de recursos provocaram efeitos abióticos como: aumento da incidência do fogo (Uhl e Kauffman 1990) e efeito de borda (Rodrigues 1998). Essas são evidências de alterações de diversidade e de estrutura dos remanescentes na paisagem fragmentada.

Além dessas conseqüências pontuais amostradas pelos trabalhos acima, Viana (1991) ainda cita como conseqüência da fragmentação da paisagem a diminuição da diversidade biológica, redução do número de relações interespecíficas, distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas, mudanças macro e microclimáticas, degradação dos recursos naturais e deterioração da qualidade de vida, tanto de populações tradicionais, como de populações urbanas.

As novas estruturas dos ecossistemas, comunidades e populações nos remanescentes de vegetação nativa dependerão de fatores como o tamanho e a forma do remanescente em que se inserem, e também das suas áreas adjacentes, as matrizes inter-habitat. Essa separação e dependência espacial entre remanescentes e as matrizes inter-habitat criam as duas unidades básicas da paisagem (Harris 1984). Entre as diferentes matrizes inter-habitat existentes, as mais comuns são campos de agricultura, pastagens, loteamentos, estradas e cidades.

As novas estruturas nos remanescentes também serão reguladas por fatores internos dos mesmos, como seu histórico de distúrbios, área (tamanho/forma), nível de isolamento, tipos de ecossistemas, tamanho e estrutura das comunidades e populações remanescentes. Essas interações entre os fatores predominantes das unidades de cada paisagem fragmentada e a biodiversidade característica de cada remanescente produzem resultados únicos, conforme escala de análise.

Segundo Simberloff (1976), grande parte das alterações e conseqüências do processo de fragmentação da paisagem e reestruturação das suas comunidades e populações necessitam de longos períodos para se manifestarem e requerem um tempo de relaxamento. Durante esse tempo, a comunidade passa uma série de estados transicionais antes de atingir alguma nova condição de equilíbrio. Segundo Turner (1996 apud Tabarelli et al.1999), os efeitos do isolamento nos remanescentes e a perda de habitats são mais evidentes em antigos remanescentes, onde as comunidades tiveram um período de tempo para se estabilizarem.

Assim sendo, alterações na diversidade e estrutura dos ecossistemas, comunidades e populações nos remanescentes de vegetação nativa vêm acontecendo e continuarão a acontecer.

Estudos devem ser constantemente realizados para uma melhor compreensão das conseqüências e produção de perspectivas futuras.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a ecologia populacional de uma espécie arbórea colonizadora em remanescentes de vegetação nativa perturbados, com alterações na diversidade e estrutura dos seus ecossistemas.

2.2 Floresta Estacional Semidecidual: preservação, conservação e restauração

O Estado de São Paulo possui atualmente apenas 13% da sua área original coberta por vegetação natural, sendo 56% caracterizados por florestas e 29% por formações secundárias das mesmas (Kronka et al. 1993).

O processo de fragmentação da paisagem natural induz nos remanescentes de vegetação nativa características comuns, que evidenciam uma degradação biológica praticamente contínua nessas áreas que permaneceram.

Quando esse panorama da fragmentação da paisagem natural do Estado é analisado diante das paisagens e fisionomias de vegetação nativa remanescentes, tornam-se primordial a preservação dos remanescentes que ainda possuem um maior nível de biodiversidade e também essencial a conservação e recuperação das áreas com menores níveis de biodiversidade e maior degradação.

Porém, mesmo os remanescentes de vegetação nativa preservados, com altos índices de biodiversidade, apresentam grandes possibilidades de comprometimento quanto a preservação e conservação. Esse comprometimento é evidente quando avaliamos o aspecto dinâmico das interações entre as espécies e os ecossistemas (Reis et al. 1992) e as interações entre as diferentes unidades e escalas de análise da paisagem natural fragmentada (Metzger 2001).

A quase totalidade da área originalmente ocupada pela Floresta Estacional Semidecidual no Estado de São Paulo foi devastada. Pouquíssimos são os remanescentes grandes e com características biológicas mais preservadas. A grande maioria das terras que eram ocupadas por essa fisionomia vegetal está hoje sustentando atividades agropecuárias ou grandes cidades.

Nos melhores dos casos, onde os remanescentes foram derrubados e o dono da terra não a ocupou, ocorreu a regeneração de formações secundárias.

As florestas secundárias são formações de vegetação nativa que passaram por um histórico de perturbação intenso, incluindo conseqüências de diferentes efeitos antrópicos no ecossistema (Brown e Lugo 1990).

Porém, seja nas áreas remanescentes ou formações secundárias, existe uma nítida tendência ao aumento da degradação da diversidade biológica nesses locais (Reis et al. 1992). Quanto mais antropizada a paisagem regional do remanescente de vegetação nativa, maior é o número de pressões seletivas antrópicas que atuam sobre a biodiversidade. Remanescentes inseridos dentro de áreas urbanas ou mesmo áreas rurais, próximas a áreas urbanas, normalmente passam por processos de extração da fauna e flora, maior incidência de fogo, despejo de resíduos e lixo, e constante presença de espécies exóticas. Além desses fatores típicos, os remanescentes de vegetação nativa de contextos mais urbanizados são cercados por uma matriz inter-habitat totalmente construída. Isso implica em condições físicas e microclimáticas completamente diferentes de um ambiente um pouco mais natural, como um campo de agricultura, por exemplo, e que também traz conseqüências danosas aos ecossistemas florestais, porém em menores intensidade e qualidade.

Em todos os casos, independentemente da qualidade e intensidade das perturbações sofridas, os remanescentes de vegetação nativa constituem-se como os últimos abrigos da biodiversidade regional. Essas áreas remanescentes apresentam usos potenciais, pois são, uma imensurável fonte de recursos genéticos, e podem proporcionar um uso mais racional dos mesmos, como de suas espécies, além de opções de educação e o desenvolvimento de um relacionamento homem-natureza mais saudável aos dois.

Dessa maneira, estudos sobre a biologia e ecologia das espécies e suas populações nesses ecossistemas da paisagem fragmentada são de fundamental importância para realização de diagnósticos e eventuais ações de manejo a favor da restauração, conservação e preservação da biodiversidade.

Este trabalho procurou caracterizar a ecologia populacional da espécie arbórea *Solanum erianthum* D.Don em dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual localizados na Depressão Periférica do Estado de São Paulo relacionando as estruturas populacionais apresentadas ao histórico de perturbação das áreas.

2.3 A dinâmica florestal e os mosaicos sucessionais

A distribuição das espécies arbóreas dentro do ecossistema florestal é praticamente intrínseca à distribuição dos mosaicos sucessionais e seus respectivos estágios de desenvolvimento. O processo sucessional dos mosaicos, caracterizado pelos seus estágios, oferecem uma diversidade de habitats para colonização e estabelecimento das espécies arbóreas. Cada habitat específico termina por selecionar o padrão sucessional de espécie arbórea mais apta a se estabelecer, e fundamentalmente, se reproduzir.

Diferentes estratégias de estabelecimento e colonização de habitats específicos nas espécies foram evoluídas através das interações dinâmicas com outras espécies da comunidade e do ecossistema. Essas estratégias somente evoluíram, tanto na forma de fenótipos, como na forma de genótipos, porque facilitam a sobrevivência e reprodução da espécie no tempo e no espaço (Pina-Rodrigues et al. 1990).

Assim, os diferentes mosaicos sucessionais do ecossistema florestal condicionam o agrupamento de diferentes padrões sucessionais de espécies arbóreas no ecossistema. O conceito dos padrões sucessionais para espécies arbóreas vem sendo desenvolvido e explorado desde 1965 com o trabalho de Budowski. Desde então diferentes autores vêm analisando os diferentes padrões apresentados pelas espécies arbóreas e sugerindo algumas pequenas variações nos conceitos dessas categorias sucessionais (Budowski 1965, Denslow 1980, Whitmore 1978, Bazzaz & Pickett 1980, Kageyama e Castro 1989).

Com o objetivo de definir as categorias sucessionais de uma maneira um pouco simplificada, é possível dizer que os mosaicos em estágio inicial de sucessão possuem amplas condições de luminosidade e proporcionam condições ótimas de crescimento para espécies arbóreas que pertencem ao estágio inicial de sucessão: as pioneiras. Pequenas clareiras, com um menor nível de luminosidade e um maior conjunto de árvores remanescentes da perturbação, irão propiciar condições ótimas de crescimento para espécies do estágio intermediário de crescimento: as secundárias. Os ambientes de sub-bosque, sob a copa das árvores do dossel, irão propiciar condições ótimas de crescimento para espécies climáticas.

Basicamente todo ecossistema e seus mosaicos sucessionais apresentam seus conteúdos florísticos mais específicos a cada fisionomia, porém todos eles apresentam um processo

sucesional expresso por esse conteúdo e apresentado nas categorias sucessionais das espécies arbóreas.

A distribuição dos mosaicos sucessionais no espaço do ecossistema, juntamente com a dinâmica de interações da espécie na comunidade, tem como resultado, a estrutura populacional da espécie na área.

A estrutura populacional genética das espécies arbóreas em florestas tropicais vem sendo relacionada a aspectos de densidade populacional da espécie, características do seu sistema reprodutivo e categoria sucessional a que pertence (Kageyama e Gandara 1994).

As espécies pioneiras se localizam nos mosaicos em estágio inicial do ecossistema florestal: as grandes clareiras. Também apresentam uma alta densidade de indivíduos de cada espécie dentro do mosaico sucessional de clareira. Dessa maneira, a polinização cruzada dos indivíduos ocorre, basicamente, dentro do mosaico sucessional de clareira e a dispersão pode, dependendo do seu tipo, percorrer maiores distâncias e eventualmente provocar a migração de indivíduos para outros mosaicos do ecossistema florestal (Kageyama e Gandara 1994).

O cruzamento de dados ecológicos, como densidade de indivíduos e categoria sucessional da espécie, fornecem importantes parâmetros para ações de manejo e conservação da biodiversidade. O alto nível de biodiversidade de ecossistemas florestais tropicais exige modelos de monitoramento, que reflitam as interações entre espécies da comunidade, possibilitando a conservação da mesma através do monitoramento de algumas espécies manejadas ou conservadas *in situ*.

Com o objetivo de criar parâmetros mais apurados para estratégias de conservação *in situ* e manejo de restauração da biodiversidade, o LARGEA-ESALQ/USP (Laboratório de Reprodução e Genética de Espécies Arbóreas) vem pesquisando e propondo grupos de espécies-modelo que possam servir de base para o monitoramento de diferentes fisionomias vegetais e em diferentes estágios de perturbação.

As espécies-modelo apresentam características comuns quanto ao padrão de fluxo gênico, distribuição espacial dos indivíduos e categoria sucessional. A análise desse conjunto de características comuns tem o objetivo de detectar estratégias evolutivas diferenciadas entre as espécies arbóreas, de modo que essas estratégias possam auxiliar ações de conservação *in situ* e manejo de restauração (Lepsch-Cunha & Kageyama 2001).

Portanto as espécies modelo de cada grupo são definidas baseadas no grupo sucessional, padrão demográfico mais comum (espécies comuns e raras) e respostas demográficas à perturbações antrópicas.

As espécies modelo do grupo 1 são aquelas que apresentam baixas densidades em florestas primárias e se tornam abundantes em formações secundárias, mudando do comportamento de raras para comuns. São espécies como *Cedrela fissilis*, e *Myracrodruon urundeva*, entre outras.

As espécies modelo do grupo 2 são representadas por árvores de dossel ou subbosque, com baixas densidades na floresta primária e desaparecendo na floresta secundária. São severamente afetadas por perturbações antrópicas. São espécies como *Maytenus ilicifolia* e *Theobroma grandiflorum*.

As espécies modelo do grupo 3 são aquelas especialistas em habitats, onde suas populações se concentram em sítios edáficos restritos. Apresentam um comportamento sucessional difícil de ser categorizado, porém comportam-se geralmente como pioneira ou secundárias. São espécies como *Rapanea ferruginea* e *Tibouchina pulcra*.

As espécies modelo do grupo 4 são pioneiras típicas que ocorrem em grandes clareiras e em altas densidades, mas são raras quando considera-se a área como um todo. São espécies como *Cecropia glaziovii* e *Vismia micrantha*.

As espécies modelo do grupo 5 são aquelas tolerantes a sombra, comuns em florestas primárias e ficando extremamente escassas em florestas secundárias. São espécies como *Euterpe edulis* e *Ocotea catharinensis*.

Os ecossistemas florestais inseridos dentro da paisagem natural fragmentada, principalmente nas formações secundárias, apresentam um maior número de espécies pertencentes à espécie-modelo 4. As espécies-modelo do grupo 4 são as espécies arbóreas tipicamente pioneiras, que ocorrem em altas densidades nas grandes clareiras e são consideradas raras, quando analisamos todos os mosaicos sucessionais de um ecossistema florestal preservado e com um alto índice de biodiversidade (Lepsch-Cunha & Kageyama 2001).

Em formações secundárias ou altamente perturbadas por efeitos antrópicos, essas espécies conseguem maiores oportunidades de regeneração natural através de uma maior presença de mosaicos de clareira, criados pelos fatores de perturbação antrópicos. Assim apresentam um

comportamento de alta densidade populacional nessas áreas perturbadas do ecossistema florestal (Pina-Rodrigues 1990, Kageyama et al.1995).

Diante dos padrões de variação comportamental e genética das populações nos mosaicos sucessionais do ecossistema, Lepsch-Cunha & Kageyama (2001) propõem um conjunto de premissas a serem testadas para espécies-modelo do grupo 4.

Os autores citam que esse grupo-modelo apresenta o desenvolvimento de suas populações em ecossistemas florestais preservados e em formações secundárias de diferentes maneiras. As populações assumem dinâmicas demográficas e genéticas distintas, dependendo do nível de perturbação do ecossistema em que se encontram.

Para ecossistemas florestais preservados, as espécies-modelo do grupo 4 podem ser consideradas raras. Dentro desse ecossistema, essas espécies são mais adaptadas para sobreviverem e se reproduzirem em mosaicos sucessionais de clareiras, sendo assim ocorrem em alta densidade de indivíduos, com diferentes estádios de crescimento e apenas nesses habitats mais específicos dos mosaicos sucessionais de clareira.

Nas formações secundárias, as espécies-modelo do grupo 4 podem ser consideradas abundantes. Dentro do ecossistema perturbado, é maior o número de mosaicos sucessionais de clareira, como consequência, aumentam os habitats disponíveis para o desenvolvimento de indivíduos desse grupo, proporcionando um incremento considerável na densidade populacional dentro do ecossistema. (Lepsch-Cunha & Kageyama 2001).

O objetivo deste trabalho é avaliar a estrutura populacional de *Solanum erianthum* D.Don em dois ecossistemas de floresta semidecidual inseridos em remanescentes de vegetação nativa da paisagem fragmentada e antrópica e verificar a hipótese da espécie pertencer ao grupo-modelo 4.

A estrutura populacional de *Solanum erianthum* D.Don nos diferentes mosaicos sucessionais será avaliada através do método de análise da silvigênese florestal proposto por Hallé et al. (1978)

2.4 A análise silvigênica

É possível afirmar que um ecossistema florestal não perturbado, com uma estrutura clímax, possa ser visto como um mosaico de clareiras com diferentes tamanhos, idades e composição de espécies e em diferentes estádios de sucessão (Kageyama e Gandara 1994). Portanto espécies pioneiras muitas vezes podem ser encontradas no dossel da floresta, dependendo do estágio de desenvolvimento do mosaico sucessional.

A silvigênese é definida por Hallé et al (1978) e Oldeman (1986) como um processo de construção da arquitetura florestal do ecossistema, analisado através do desenvolvimento e funcionamento dos mosaicos sucessionais. O conceito de silvigênese é baseado na análise da arquitetura arbórea dos indivíduos que compõem o mosaico sucessional, não sendo, portanto, em momento algum dependente da taxonomia das espécies (Engel 1993). A morfogênese é um conceito definido como formação e estabelecimento da arquitetura do indivíduo arbóreo.

A silvigênese se desenvolve numa seqüência de fenômenos que produzem desde um mosaico sucessional arquiteturalmente instável, até uma fase homeostática, mais estável, que provavelmente inclui as mesmas espécies, em proporções semelhantes, porém não necessariamente na mesma fase de desenvolvimento arquitetural Hallé et al (1978).

A silvigênese é dividida, basicamente, nesses dois estádios: o dinâmico e o homeostático. O estado dinâmico se inicia com uma abertura do estrato superior da vegetação e o início da colonização e desenvolvimento de novos indivíduos arbóreos. Já a fase homeostática da silvigênese se inicia quando o estrato superior começa a se formar novamente, através da sobreposição da copa das árvores que compõem o mosaico sucessional de clareira.

Os diferentes mosaicos sucessionais que formam o ecossistema florestal se assemelham às definições de desenvolvimento das fases da silvigênese. O mosaico sucessional de clareira é definido por Whitmore (1978) como fase de construção do ecossistema florestal, ou seja, a fase dinâmica da silvigênese. As outras duas fases sucessionais propostas por Whitmore (1978) são diferentes etapas de desenvolvimento da fase homeostática da silvigênese. Essas diferentes etapas da fase homeostática que serão tratadas mais a frente, são as chamadas ecounidades, no processo de silvigênese.

O período dinâmico da silvigênese é o que apresenta o mais rápido desenvolvimento arquitetural dos indivíduos arbóreos, e significa o preparo para o período homeostático, com uma arquitetura mais pronunciada, determinando o primeiro dos estratos superiores da vegetação ao

longo do processo sucessional do mosaico, com uma duração muito longa ou não no tempo, dependendo da sua composição florística da fisionomia vegetal regional.

Arquiteturalmente a primeira construção florestal homeostática em uma clareira é quando as primeiras árvores do presente começam e se estabelecer e a sobrepôr suas copas.

O processo de silvigênese pode se iniciar em uma área não ocupada por vegetação, ou também pode se iniciar, repetidas vezes, em clareiras formadas dentro da floresta.

Em florestas tropicais não perturbadas, a água e o vento são os principais fatores de perturbação na vegetação. São responsáveis pelo início da silvigênese nos diferentes mosaicos sucessionais. Em formações secundárias, com diferentes efeitos antrópicos atuando nos ecossistemas, ocorrem outros fatores de perturbação, que terminam proporcionando uma maior quantidade de mosaicos sucessionais de clareira no interior do remanescente e seus ecossistemas (Tabarelli et al. 1999).

Nos mosaicos sucessionais de clareira, o processo de regeneração e crescimento da floresta se inicia com os indivíduos arbóreos remanescentes da perturbação, que devido ao maior nível de energia (radiação solar) que chega as suas novas ecounidades iniciam ou aumentam seu processo de reiteração e formação da copa (Hallé et al 1978). Isso representa o início da colonização da área perturbada. Além desses, no solo florestal e serapilheira existe o banco de sementes, que se soma ao conjunto de sementes e propágulos que chegam por dispersão. Todo esse conjunto de meristemas ativados e de propágulos é definido por Hallé et al (1978) como infraestrutura complementar do mosaico, aquela que é rapidamente mobilizada após a formação do mosaico sucessional de clareira.

Quando esse novo conjunto de propágulos e meristemas ativados pela reiteração se torna estabelecido, como parte da infraestrutura complementar que estava disponível, uma nova fase de desenvolvimento e de competição por recursos se inicia. A expansão das copas, como força competitiva dos meristemas mais elevados, produz um sombreamento progressivo, que atinge a parte baixa da cobertura de vegetação. A dominância de algumas copas é eventualmente estabelecida.

Os indivíduos que atingem essa etapa, normalmente, apresentam um tronco formado e um ponto de bifurcação na sua parte mais alta, onde então se inicia o processo reiterativo e a formação da copa, e são classificados na categoria de árvore do presente (Hallé et al 1978, Torquebiau 1986, Oldeman 1978).

Além das árvores do presente, as árvores do futuro e árvores do passado compõem a silvigênese da arquitetura do ecossistema florestal.

As árvores do futuro são aquelas que ainda não entraram no processo de reiteração e apresentam-se no máximo ramificadas, representando assim o modelo de arquitetura inicial da espécie (Hallé et al 1978, Torquebiau 1986, Oldeman 1978).

As árvores do passado são aquelas que saíram da categoria de árvores do presente por alguma força de perturbação e tiveram suas copas quebradas e danificadas. Porém, ainda se mantêm ativas através da reiteração dentro do mosaico sucessional. Apesar de se manterem ativas no sistema, as árvores do passado entram em um processo contínuo de senescência (Hallé et al 1978, Torquebiau 1986, Oldeman 1978).

Nos mosaicos sucessionais, as árvores formam conjuntos agregados de categorias arquiteturais. Esses agregados de categorias de desenvolvimento arquitetural compõem as ecounidades do mosaico sucessional.

Uma ecounidade é uma unidade de vegetação que começou a crescer numa determinada superfície num mesmo momento do tempo. A arquitetura, a ecofisiologia e a composição de espécies dessa vegetação são comandadas por um mesmo conjunto de espécies até o final do desenvolvimento da mesma (Oldeman 1978)

Um mosaico sucessional é composto por até 4 ecounidades: as ecounidades em reorganização, em degradação, desenvolvimento e equilíbrio. A categorização dessas ecounidades é feita através da avaliação das categorias arquiteturais dos indivíduos arbóreos. O conjunto de árvores de cada categoria representa a classificação e o tamanho da cada ecounidade no respectivo mosaico sucessional.

Segundo Engel (1993) as duas características fundamentais que definem uma ecounidade são: o seu tamanho e a época de formação.

O tamanho original de uma ecounidade irá determinar seu comportamento subsequente e as estratégias de ciclo de vida das espécies que serão selecionadas para sua composição (Engel 1993).

O objetivo desse trabalho é analisar a distribuição demográfica da população de *Solanum erianthum* D.Don nas ecounidades dos mosaicos sucessionais de dois remanescentes de vegetação nativa de Floresta Estacional Semidecidual.

2.5 Espécies pioneiras, colonizadoras e oportunistas

A literatura traz inúmeras referências sobre as espécies arbóreas e seus padrões comportamentais diante do processo sucessional no ecossistema florestal. Talvez a classificação mais conspícua de se observar no campo seja a oferecida por Swaine and Whitmore (1988), onde duas categorias são exploradas, as pioneiras e as não-pioneiras. Segundo os autores, as espécies arbóreas que compõem o ecossistema diferem, umas das outras, em inúmeras maneiras, mas analisando suas sinecologias, elas podem ser diferenciadas em apenas duas guildas de regeneração, com diferenças profundas e grandes conseqüências ecológicas.

As espécies não-pioneiras são aquelas que possuem sementes com capacidade de germinar na sombra, debaixo do dossel florestal, e plântulas e indivíduos jovens capazes de suportar esse ambiente sob o dossel. As espécies pioneiras são aquelas com sementes capazes de germinar somente em áreas de clareira que apresentem uma grande quantidade de luminosidade durante grande parte do dia, e os indivíduos jovens não são capazes de se estabelecerem.

Whitmore (1989) diz que além dessas características vitais que diferenciam as duas categorias, para certas espécies, outras características ecológicas ainda estão associadas as categorias. Para as espécies pioneiras, Whitmore (1989) cita o fato de possuírem uma grande quantidade de frutos, com inúmeras pequenas sementes, e grande habilidade de dispersão, normalmente devida a aves e mamíferos voadores.

Ao contrário, espécies não pioneiras produzem poucos e grandes frutos e sementes, que contém uma boa quantidade de reserva nutricional para a germinação e estabelecimento da plântula a baixos níveis de radiação solar, sob o dossel. Whitmore (1989) ainda diz que essas últimas características, particulares a algumas espécies, são capazes de conferir uma vantagem seletiva e competitiva durante o processo de colonização e estabelecimento no ambiente. Ou seja, uma vantagem competitiva dentro da própria guilda de regeneração de espécies arbóreas. Para as espécies pioneiras, maiores serão as chances das suas sementes atingirem uma clareira, uma plântula germinar e rapidamente se estabelecer e ocupar a área aberta. Para as espécies não-pioneiras, sementes grandes e com reserva nutricional, garantem uma grande capacidade para se estabelecer e suportar o ambiente abaixo do dossel.

Os ecossistemas florestais diferem nos seus processos de formação de clareiras. Na ilha de Papua, na Nova Guiné, uma terra de ciclones, erupções vulcânicas e presença de fogo periodicamente, ocorre a destruição periódica de grandes áreas florestais. Como consequência, ocorre a formação de florestas onde os mosaicos sucessionais são dominados por espécies arbóreas pioneiras em grande parte da área total. Ao contrário no Suriname e em Bornéu, onde ocorrem poucos eventos catastróficos de destruição em massa, as espécies não pioneiras se encontram distribuídas por todo o ambiente abaixo do dossel.

Essa hipótese concorda com a hipótese de Denslow (1987), que sugere que a espécie arbórea mais abundante na região será aquela mais adaptada ao tipo de perturbação mais e freqüente na região.

Dentro do contexto do processo sucessional em formações secundárias, Carpanezzi et al. (1991) chama a atenção para situação característica do início do processo sucessional em formações secundárias muito perturbadas, envolvendo um tipo de estratégia de reprodução e crescimento de certas espécies colonizadoras. Nessas formações secundárias perturbadas o autor relatou a observação de grupos densos e homogêneos de espécies, entre essas espécies está *Solanum erianthum* D. Don, que rapidamente colonizam a área e estabelecem um primeiro estrato superior da vegetação na área de perturbação. O autor recomenda a disseminação das espécies citadas como uma estratégia de manejo em comunidades florestais muito degradadas. Áreas onde a resta um baixo potencial de espécies arbóreas em regeneração, a disseminação de espécies de crescimento rápido, pode garantir a cobertura arbórea do solo eficientemente e aumentar as possibilidades de sobrevivência e interação com a fauna. Assim, é proporcionada a continuidade do processo de sucessão, através de condições locais mais dinâmicas no mosaico sucessional da comunidade e do ecossistema (Carpanezzi et al. 1991). Essa estratégia de disseminação de uma espécie arbórea colonizadora em ecossistemas perturbados pode se constituir como um tipo de ação de manejo a favor da restauração de biodiversidade mencionada por Reis et al. (1992).

2.6 População – Estrutura espacial e estádios ontogenéticos

A fisionomia, a arquitetura e as condições climáticas de todo o ecossistema florestal são, em grande parte, determinadas pelas árvores que o compõem. Além disso, as árvores influenciam diretamente a existência de outras diversas espécies de fauna e flora do ecossistema.

As árvores se estabelecem e desenvolvem dentro dos processos sucessionais dos mosaicos, provocando alterações bióticas e abióticas nos mesmos. Com o desenvolvimento das árvores e do processo sucessional ocorre uma substituição de espécies e indivíduos no mosaico, moldada pela disponibilização temporal de recursos no mosaico e as diferentes guildas de regeneração de espécies arbóreas presentes no momento e capazes de se utilizarem desses recursos.

Dessa maneira, estudos de populações das espécies arbóreas são fundamentais para a conservação das comunidades e ecossistemas tropicais florestais (Alvarez-Buylla et. al. 1996; Laurence et. al. 1998; Primack et. al. 1985).

Estudos de demografia podem contribuir para a compreensão dos mecanismos que mantém a grande riqueza das florestas tropicais e fornecer subsídios para programas de manejo e conservação desses ecossistemas (Clark 1994).

Estudos demográficos podem ser divididos em estudos de dinâmica e estrutura populacional. Estudos de dinâmica trabalham com variações do número de indivíduos numa escala temporal. Estudos de estrutura populacional descrevem a distribuição dos indivíduos segundo uma determinada variável da amostragem, podendo ser abordadas variáveis como classes ontogenéticas, etárias e de tamanho (Watkinson 1997).

A ontogenia de um organismo individual é caracterizada pelas suas fases de desenvolvimento. Variações morfológicas, fisiológicas, anatômicas e bioquímicas acompanham o desenvolvimento das fases ontogenéticas do organismo. Portanto, a observação de características relacionadas acima, somadas a medição de características biométricas, permitem descrever as classes ontogenéticas de desenvolvimento para um organismo durante seu ciclo de vida (Gatsuk et al. 1980).

A duração média as classes ontogenéticas do organismo são fixadas pela sua genética e pelas condições ambientais em que se encontra. Assim, dois organismos de uma espécie podem se apresentar na mesma classe ontogenética, não possuírem a mesma idade biológica, e

apresentarem as mesmas características ecológicas dentro dos ambientes que ocupam. Portanto, organismos na mesma classe ontogenética devem representar o mesmo nicho ecológico dentro de um mosaico sucessional.

As características de cada classe ontogenética e o ambiente em que um indivíduo arbóreo se encontra formam a sua arquitetura final dentro da população, comunidade e do mosaico sucessional. A arquitetura do indivíduo representa um balanço entre os seus requerimentos funcionais, como reprodução, eficiência fotossintética e defesa, e o nicho ocupado pelo mesmo dentro do mosaico (Tomlinson 1987).

É possível averiguar variações morfológicas entre indivíduos de uma mesma população, ou entre populações, sujeitas a diferentes condições climáticas e ecológicas (Archibald e Bond 2003).

As condições bióticas e abióticas do ambiente em que se mantém uma população e seus indivíduos diferem no tempo e espaço, influenciando as probabilidades de sobrevivência, crescimento e reprodução dos mesmos (Hutchings 1997). Estudos demográficos que comparem o desenvolvimento de populações em diferentes condições ambientais podem fornecer uma melhor compreensão das características da espécie e dos fatores que a influenciam suas populações (Clark & Clark 1992; Swaine et al. 1987).

A estrutura uma população em classes de indivíduos tem sido utilizada como indicativo dos seus padrões de regeneração e na classificação das espécies em grupos ecológicos sucessionais (Gentry & Terborgh 1990; Clark 1994).

Espécies pioneiras, oportunistas formam conjuntos de indivíduos agregados em áreas definidas por certos conjuntos de recursos como, solo, incidência direta de luz, topografia favorável (Augspurger 1984, Armesto et al. 1986, Condit et al. 2000)

Mudanças no dossel e abertura de clareiras (Leemans 1991, Armesto et al. 1986, Grau 2000), e a formação de microclimas distintos (Augspurger 1983) acentuam o mosaico sucessional que caracteriza a floresta (Hubbel 1979).

3 OBJETIVOS

O objetivo desse estudo é avaliar as populações de *Solanum erianthum* D.Don em fragmentos remanescentes da paisagem antropizada. Para caracterizar as populações optou-se por:

- analisar a estrutura espacial de populações de *Solanum erianthum* em dois deferentes remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual.

- analisar a estrutura ontogenética das populações de *Solanum erianthum* em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual.

- avaliar as estruturas populacionais apresentadas por *Solanum erianthum* sob o enfoque de definições e características das espécies modelo do grupo 4.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Áreas de estudo

As populações de *Solanum erianthum* D. Don estudadas se localizam em dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual do Planalto Ocidental do Estado de São Paulo (Velloso et al. 1991). Elas distam cerca de 10 km de em linha reta uma da outra. São duas áreas de floresta com históricos de perturbação semelhantes, porém uma com maior intensidade e quantidade de impactos sobre o ecossistema de cada uma delas.

A primeira área localiza-se no município de Campinas, na ARIE da Santa Genebra com um total de 250 hectares e composta por ecossistemas de terra firme, ciliares e brejosos.

A segunda área localiza-se no município de Paulínia, na Reserva Municipal Florestal da Mata da Santa Terezinha com um total de 3 hectares e composta por ecossistemas de terra firme e ciliares. As duas áreas são remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual

A ARIE da Santa Genebra já passou e ainda passa por diferentes efeitos antrópicos advindos da paisagem, como poluição aérea, caça, urbanização e outros.

A Reserva Municipal da Santa Terezinha é uma área com as mesmas características, mas extremamente menor e muito mais sujeita aos impactos antrópico que advem da paisagem. Grande parte do remanescente pegou fogo há 5 anos atrás e, desde então, a sucessão tem ocorrido naturalmente, sem nenhuma nova interferência no local

A altitude média dos locais de estudo é de 610 metros e o clima é do tipo CWa de Köppen, mesotérmico com invernos secos.

4.2 Análise da silvigênese

A análise da silvigênese foi feita em mosaicos de clareira amostrados através do método de parcelas adaptativas de Thompsom (1999). De acordo com o método da amostragem adaptativa, duas parcelas são instaladas, um em cada lado do ponto amostral nas trilhas. Em cada uma das parcelas do ponto amostral, caso sejam encontrados indivíduos de *Solanum erianthum* nas mesmas, novas parcelas laterais são necessariamente avaliadas. Esse conjunto de parcelas laterais é designado por Thompsom (1999) como rede de amostragem.

O primeiro ponto amostral foi sorteado ao longo do percurso total das trilhas de cada área. Após isso, ocorreu uma distribuição regular de pontos amostrais a cada 215 metros ao longo do percurso nas trilhas de cada um dos remanescentes de vegetação nativa.

De cada lado do ponto amostral foram realizados transectos perpendiculares à trilha e instalados um conjunto de parcelas adaptativas nos primeiros mosaicos sucessionais de clareira encontrados, em cada um dos lados da trilha.

As parcelas adaptativas são quadrados de 10 metros de lado, dispostos em forma de cruzeta. De acordo com os procedimentos do método de parcelas adaptativas de Thompson (1999), toda vez que ao menos um indivíduo da população de *Solanum erianthum* D. Don estava presente em alguma das parcelas do conjunto, um novo conjunto de parcelas adaptativas se sobrepunha à parcela em que se encontra(m) esse(s) indivíduo(s). Isso expande algumas parcelas para as áreas adjacentes, aumentando a área de amostragem e possibilitando um maior número de indivíduos da espécie de estudo, caso ocorram no local. Ainda segundo Thompson (1999), o método de parcelas adaptativas é recomendado para populações de ocorrência agrupada.

Cada mosaico sucessional de clareira amostrado foi georeferenciado através de aparelho de GPS, produzindo um mapa das trilhas percorridas e das áreas amostrais. Em cada mosaico sucessional realizou-se a análise da silvigênese através do método de interceptação de linhas das parcelas (Torquebiau 1986). As linhas das parcelas, mais duas linhas centrais dentro do conjunto de parcelas, foram a referência para o mapeamento e inventário do estrato superior existente no local, como também para o mapeamento e inventário dos indivíduos de *Solanum erianthum* D. Don. encontrados.

As árvores do estrato dominante formam a principal barreira entre o clima externo e a clareira, sendo responsáveis pelo microclima interno do mosaico sucessional e suas ecounidades. As árvores do estrato superior existente são aquelas de maior altura dentro da superfície do conjunto de parcelas adaptativas. A localização da coordenada (X,Y) dos troncos e da projeção horizontal das copas das árvores do estrato superior foi medida. Além disso, também foi registrada a altura total (Ht) e a altura da primeira bifurcação viva (Hb).

Para os indivíduos de *Solanum erianthum* D. Don. encontrados foram coletados os mesmos dados, acrescidos do diâmetro a altura do solo (DAS) de cada um.

O mapeamento das árvores do estrato superior e dos indivíduos de *Solanum erianthum* D.Don. de cada área de mosaico sucessional amostrada foi realizado em folhas de papel milimetrado no campo. Posteriormente, escaneadas e transcritas para um sistema de Cad.

As árvores incluídas no levantamento foram classificadas quanto à sua arquitetura de copa em: árvores do futuro, árvores do presente e árvores do passado, de acordo com Torquebiau (1986). As árvores do futuro são aquelas de copa estreita, sem processo de reiteração, ramificação monopodial e crescimento de acordo com o modelo inicial; árvores do presente são aquelas de copa desenvolvida, pleno processo de reiteração, ramificação simpodial, atingiram o crescimento máximo em altura; e árvores do passado são aquelas com sinais visíveis de degradação, tais como, galhos e ramos quebrados e em processo de decomposição.

As árvores do presente são divididas em sub-categorias de acordo com a posição dos seus respectivos pontos de inversão morfológica ($PI = H_f / H_t$). O ponto de inversão morfológica de cada indivíduo representa o que ocorre quando o mesmo para de investir no crescimento em altura e inicia o investimento no crescimento em diâmetro e no processo de reiteração e formação da copa (Oldeman 1978).

As categorias de divisão das árvores do presente são:

- árvore 1 A - são indivíduos cuja altura da primeira bifurcação viva é maior que metade da sua altura total, e a mesma é menor que a metade da altura arbórea máxima encontrada na área;
- árvore 1 B - são indivíduos onde a altura da primeira bifurcação viva é menor que metade da sua altura total e a mesma é menor que a altura arbórea máxima encontrada na área;
- árvore 2 A - são indivíduos onde a altura da primeira bifurcação viva é maior que metade da sua altura total, sendo a mesma maior que a metade da altura arbórea máxima encontrada na área;
- árvore 2 B - são indivíduos onde a altura da primeira bifurcação viva é menor que a metade da sua altura total, sendo essa última maior que a metade da altura arbórea máxima encontrada na área.

4.3 Espécie de estudo, *Solanum erianthum* D.Don – Solanaceae

A espécie de estudo é conhecida popularmente pelos nomes de covatinga, jurubeba-azul e fumo-bravo. Apresenta um crescimento rápido e atinge 6 a 8 metros de altura. É considerada por Rodrigues (1998) e Klein (1980) como uma espécie tipicamente pioneira e colonizadora.

Castellani (1986) e Tabarelli et al. (1999) consideraram a espécie como ruderal e colonizadora de áreas perturbadas e abertas. Klein (1980) também ressaltou a presença da espécie em áreas de borda florestal e formações secundárias. Castellani (1986) constatou *Solanum erianthum* como a segunda espécie mais dominante na regeneração natural de uma área queimada.

Albuquerque (2001) verificou a presença de *Solanum erianthum* em áreas abertas, na borda da floresta e também no seu interior, porém em menor densidade, como ressaltado pela autora.

A distribuição dos seus ramos é ascendente, apresenta folhas alternas, inflorescências na extremidade dos ramos e flores hermafroditas. Os frutos são bagas carnosas, verdes quando maduras. São produzidas praticamente o ano todo, com alguns intervalos de estagnação de junho a agosto (Castellani 1986).

Faria (1995) constatou o consumo dos frutos de *Solanum erianthum* por aves, macacos e principalmente morcegos.

4.4 Coleta de dados no campo

As áreas de estudo, ARIE da Santa Genebra e a Reserva Municipal da Santa Terezinha, tiveram suas populações de *Solanum erianthum* amostradas a partir da amostragem adaptativa de Thompson (1999).

Foram percorridos transectos nas duas áreas, e nestes, que fossem estabelecidos pontos aleatórios de amostragem. O primeiro ponto amostral em cada transecto foi sorteado, e os demais, estabelecidos a distâncias de 215 metros, ao longo dos transectos.

Em cada ponto de amostragem, dois grupos de parcelas foram instalados, um de cada lado do ponto. Os locais de amostragem dos grupos de parcelas eram determinados pelo caminhamento no sentido perpendicular ao transecto dos pontos amostrais. Nesse caminhamento, qualquer indivíduo de *Solanum erianthum* encontrado determinava a instalação do grupo de parcelas (5 parcelas de 10 x 10 m² em formato de cruzeta). A cruzeta do grupo de parcelas era centralizada no indivíduo de *Solanum erianthum* encontrado, e caso existissem novos indivíduos da espécie nas outras 4 parcelas adjacentes, novos grupos de parcelas iam se sobrepondo aos mesmos. Assim, a área amostral de cada grupo de parcelas foi completamente dependente do

número de indivíduos da espécie de estudo encontrada em cada grupo. Caso nenhum indivíduo de *Solanum erianthum* fosse encontrado durante o caminhamento de instalação do grupo de parcela, o ponto amostral era considerado sem a espécie de interesse, e passava a se constituir de apenas uma única parcela de 100 m².

A amostragem adaptativa pára de se expandir somente quando as parcelas mais externas, as chamadas parcelas de borda, não mais possuírem indivíduos de *Solanum erianthum*.

Após a delimitação de um grupo de parcelas, composto por parcelas com a variável de interesse, e parcelas sem a variável de interesse, as mesmas passavam a receber duas diferentes denominações. As parcelas que apresentavam a variável de interesse formaram a rede de parcelas, e as parcelas sem a variável de interesse formaram as parcelas de borda. Estas diferenças entre as parcelas de um grupo são fundamentais para os cálculos de parâmetros relacionados a variável de interesse.

Durante caminhamento os indivíduos de *Solanum erianthum* eram procurados em todos os ambientes sucessionais existentes. Todos os indivíduos encontrados foram marcados

Para cada indivíduo amostrado, num segundo momento, foram medidos dados de altura, altura da primeira bifurcação viva, diâmetro a altura do solo, nome, categoria silvigênica e algumas observações como presença e ausência de lianas. A observação e medidas realizadas nos indivíduos que compunham as populações foram feitas em uma curta e mesma escala temporal. Assim, variações de desenvolvimento e crescimento dos indivíduos de *Solanum erianthum* apresentaram menores chances de variação durante a coleta de dados.

Para se avaliar a qualidade do ambiente das parcelas onde *Solanum erianthum* esteve presente, foi realizada a análise silvigênica das árvores que compunham o dossel dos grupos amostrais. Para isso foram utilizadas folhas de papel milimetrado e uma corda graduada em metros e disposta no meio da parcela, durante a coleta de dados.

5 RESULTADOS

5.1 Amostra de estudo

No remanescente com histórico de perturbação menos intenso, a Santa Genebra, a amostragem adaptativa obteve um número de 85 indivíduos de *Solanum erianthum* para um total de 110 grupos de parcelas, distribuídos em 250 hectares. Dentro desses 110 grupos de parcelas, apenas 18%, ou seja, 20 grupos, apresentaram condições amostrais para formarem as redes de parcelas com a variável de interesse *Solanum erianthum*. Portanto, na Santa Genebra foram amostradas 232 parcelas em 110 grupos amostrais aleatórios, somando uma área de 23.200 m². Outras 90 parcelas, 9.000 m² amostrados, não continham a espécie de estudo (Tabela 1).

Nos 20 grupos que formaram a rede de parcelas amostrais com a espécie de estudo, somaram um total de 142 parcelas, 14.200 m². Dessas 142 parcelas, 33 apresentaram indivíduos de *Solanum erianthum*, 3.300 m² com a espécie de estudo. As outras 109 parcelas que formavam rede da variável de estudo são consideradas unidades amostrais de borda (Tabela 1). São essas unidades que determinam a não-expansão da rede, e o formato final de cada uma dentro de cada grupo amostral. Estes 20 grupos de indivíduos de *Solanum erianthum* na Santa Genebra serão denominados, daqui para frente, de subpopulações, pois consistiram em subconjuntos de indivíduos da espécie, dentro da população total do remanescente.

No remanescente com histórico de perturbação mais intenso, a Santa Terezinha, a amostragem adaptativa obteve um número de 70 indivíduos *Solanum erianthum* para um total de 1 grupo de parcelas dentro dos 3 hectares do remanescente. Este grupo de parcelas apresentou condições amostrais para formar a rede de parcelas com a variável de interesse, *Solanum erianthum*. Portanto, na Santa Terezinha, foram amostradas 21 parcelas de 1 grupo amostral aleatório, 2.100 m². Como somente em um ponto de grupo amostral foi obtido um número alto de indivíduos, caracterizando a população do remanescente, a rede de parcelas e o grupo de parcelas formaram o mesmo conjunto de dados.

Tabela 1. Distribuição da amostragem nas duas populações de *Solanum erianthum*.

Amostragem adaptativa para as populações de <i>Solanum erianthum</i>					
	No. de grupos	No. de redes	No. de parcelas	No. de parcelas com <i>Solanum erianthum</i>	No. de parcelas sem <i>Solanum erianthum</i>
Santa Genebra	20	20	142	33	109
	90	0	90	0	90
	110	20	232	33	199
Santa Terezinha	1	1	21	8	13

5.2 Modelo arquitetural para *Solanum erianthum*

A espécie *Solanum erianthum* segue modelo arquitetural de Leeuwenberg, caracterizado por um crescimento e desenvolvimento do indivíduo através de módulos ortotrópicos equivalentes (Hallé et al. 1978). Esses módulos são formados por bifurcações tri-dimensionais sucessivas. Uma característica particular desse modelo, além dessa bifurcação tri-dimensional, é a diminuição do comprimento e diâmetro dos ramos conforme os módulos se sucedem em crescimento. A formação de inflorescências, sempre precedendo a formação de cada módulo também é outra característica particular desse modelo e da espécie. Hallé et al. (1978) afirma que a floração está correlacionada com as bifurcações durante o crescimento do indivíduo, e ainda diz que essa relação apresenta exceções apenas para alguns indivíduos jovens. Quando o ramo atinge um nível de maturidade, o meristema se diferencia, forma a inflorescência, e então o ramo bifurca em três dimensões, e assim sucessivamente, de acordo com o ambiente em que o indivíduo se encontra.

Diversas espécies arbóreas e arbustivas tropicais seguem o modelo arquitetural de Leeuwenberg, entre elas: *Schizolobium excelsum*, *Tabernaemontana crassa*, *Manihot esculenta*, *Manihot glaziovii*, *Ricinus comunis*, *Schefflera morototoni* e outras. Hallé et al. (1978) diz que este modelo é menos comum entre as espécies de florestas tropicais do que entre as espécies características de vegetação secundária e perturbada, sugerindo que o modelo é adaptado a uma estratégia r de crescimento, onde os indivíduos se estabelecem rapidamente no ambiente (Hallé et al. 1978)..

5.3 Estrutura ontogenética das populações de *Solanum erianthum*

A partir de observações e medidas morfológicas em 155 indivíduos de *Solanum erianthum* foi possível determinar 6 classes ontogenéticas de crescimento para a espécie. As observações morfológicas consistiam em presença e ausência de estruturas como cotilédones, estípulas, flores e frutos, e também presença e ausência de processos internos como ramificação, reiteração e externos como herbivoria e patológicos.

As seis classes ontogenéticas determinadas para a espécie foram: plântula, jovem I, jovem II, adulto, adulto pleno e senescente. Essas seis classes permitiram abordar todas as variações de estruturas e processos morfológicos observados em *Solanum erianthum* durante o período de estudo.

A classe de plântula (PI) foi determinada pela presença de cotilédones, com germinação epigéia e folhas cotiledonares dísticas. Após essa fase de crescimento, o desenvolvimento das folhas passou a ser alterno.

A classe jovem I (JvI) foi determinada pela presença de folhas alternas, um caule herbáceo, ainda não lignificado e o desenvolvimento de estípulas foliares na ponta do ramo.

A classe jovem II (JvII) foi determinada pela presença de folhas alternas, um caule lignificado e o desenvolvimento de estípulas foliares na ponta do ramo.

A classe adulto (Ad) foi determinada pela bifurcação inicial e conseqüente floração, conforme seu modelo arquitetural, e pelas cicatrizes da inflorescência observadas na base da bifurcação do ramo e formação da copa.

A classe adulto pleno (Apl) foi determinada pela presença do processo reiterativo já bem desenvolvido, onde já existe mais de 1 metro de altura de copa formada (altura total da planta - altura da primeira bifurcação viva).

A classe senescente (Sn) foi determinada pela presença de ramos e ponteiros secos, quebrados, folhas com menor desenvolvimento, processos patológicos generalizados e um diâmetro no nível do solo maior que aqueles medidos para a classe Ad.

5.4 Distribuição de classes ontogenéticas nas duas populações

A distribuição de classes ontogenéticas entre as duas populações apresentou grandes diferenças de composição. Na população da Santa Genebra foi possível encontrar todas as classes ontogenéticas definidas, enquanto que na população da Santa Terezinha apenas três classes foram encontradas (Tabelas 2 e 3). A diferença nas duas populações também se deu pela porcentagem de indivíduos presentes nas classes em comum entre as duas áreas.

Na população da Santa Terezinha foram amostrados indivíduos das classes jovem I, adulto e adulto pleno. As classes de plântula, jovem II e senescente não estavam presentes na área amostral da Santa Terezinha.

A classe JvI apresentou todos seus indivíduos classificados na categoria silvigênica de AP. A altura média da classe na Santa Terezinha é de 0,6 m e o diâmetro médio do caule de 2,95 cm.

A classe Ad na Santa Terezinha apresentou seus indivíduos distribuídos nas categorias silvigências 1A e 2A. O diâmetro médio do caule nessa classe para os indivíduos da categoria 1A na Santa Terezinha é de 3,23 cm e a altura média de 3,87 m.. Na categoria 2A o diâmetro médio do caule é de 4,32 cm e a altura média de 5,3 m.

A classe Apl se distribui nas categorias silvigênicas 1A, 2A e 2B. A altura média da categoria 1A é de 3,6 m. e o diâmetro médio do caule 3,7 cm. A altura média da categoria 2A é de 5,8 m e o diâmetro médio do caule 4,6 cm. A altura média da categoria 2B é de 5,5 m. e o diâmetro médio do caule 4,8 cm.

A classe de Sn na Santa Terezinha apresentou todos seus indivíduos classificados como árvores do passado e com diâmetro médio de 3,6 cm e altura média de 4 m. Todos apresentavam ramos quebrados e secos em locais distribuídos por toda copa Tabela 2. Composição de classes ontogenéticas na Santa Genebra.

Tabela 2. Composição de classes ontogenéticas na Santa Genebra

	PI	Jv I	Jv II	Ad	Apl	Sn	Total
Nº de indivíduos	3	26	12	11	31	2	85
%	3,5	30,6	14,1	12,9	36,5	2,4	100,0

Tabela 3. Composição de classes ontogenéticas na Santa Terezinha

	PI	Jv I	Jv II	Ad	Apl	Sn	Total
N° de indivíduos	-	4	-	15	46	5	70
%	-	5,71	-	21,43	65,71	7,14	100,0

Na Santa Genebra, a população amostral de *Solanum erianthum* se encontra subdividida em populações menores por todo o fragmento, sendo então aqui tratadas como subpopulações de uma população maior estruturada. A distribuição dos indivíduos entre as suas classes ontogenéticas na Santa Genebra foi mais uniforme quando comparada com a Santa Terezinha..

Na classe de PI, foram amostrados indivíduos em apenas 2 subpopulações e todos pertencentes à categoria silvigênica AF. As médias de altura e do diâmetro do caule dos indivíduos na classe foram de 0,06 m. e 0,2 cm, respectivamente.

Na classe JvI, foram amostrados indivíduos em 6 subpopulações e pertencentes à categorias silvigênicas de AP e AF. Para as AF, as médias de altura e diâmetro do caule foram de 0,42 m. e 0,43 cm. Para as AP, a altura média foi de 0,33 m. e o diâmetro médio do caule 1,37 cm.

Na classe JvII, foram amostrados indivíduos em 6 subpopulações, presentes na categoria de AF com uma altura média de 0,71 m. e um diâmetro do caule de 0,82 cm.

Conforme o modelo arquitetural de desenvolvimento de *Solanum erianthum*, o modelo de Leeuwenberg (Hallé et al 1978), as classes ontogenéticas descritas até o momento devem pertencer à categoria silvigênica AF, e eventualmente serem AP, pois a partir do primeiro processo reiterativo, como consequência da morte do meristema primário e bifurcação do indivíduo, ocorre sequencialmente a floração. Portanto, um indivíduo que já bifurcou é porque já floresceu ou está florescendo. Dessa maneira, indivíduos bifurcados necessariamente devem ser considerados adultos. Todos os indivíduos desse estudo apresentaram as cicatrizes da inflorescência na base das bifurcações. É interessante notar que a espécie *Solanum erianthum*, assim como previsto pelo modelo de Leeuwenberg, floresce sempre que entra em processo reiterativo, produzindo três ramos bifurcados em cada processo. A sobrevivência diferencial desses ramos, em bifurcações sucessivas numa escala temporal, é uma das características de história de vida que adapta o indivíduo ao seu mosaico sucessional.

Na classe Ad, foram amostrados indivíduos distribuídos por 7 subpopulações, todos pertencentes à categoria silvigênica 1A, com uma altura média de 1,97 m. e um diâmetro do caule de 2,73 cm..

Na classe Apl foram amostrados indivíduos em 17 subpopulações, nas seguintes categorias silvigências: 1A, 1B, 2A e AP. A altura média da classe e o diâmetro médio do caule para a categoria 1A foram, respectivamente, 5,5 m. e 7,38 cm. Para a categoria 1B, as médias de altura e o diâmetro foram de 4,7 m e 6,8 cm. Para a categoria 2A, as médias de altura e o diâmetro foram 7,5 m. e 9,2 cm.. Para a categoria de AP, as médias de altura e diâmetro foram 4,3 m e 6,9 cm, respectivamente.

Na classe Sn, foram amostrados indivíduos em 2 subpopulações e somente na categoria silvigênica de AP. As médias de altura e diâmetro do caule para a classe foram 4 m. e 9,8 cm.

Média de altura das categorias silvigênicas por classes ontogenéticas na Santa Terezinha

	AF	1A	1B	2A	2B	AP
PI	-	-	-	-	-	-
JvI	-	-	-	-	-	0,6 m
JvII	-	-	-	-	-	-
Ad	-	3,9 m	-	5,4 m	-	-
Apl	-	3,7 m	-	5,9 m	5,5 m	-
Sn	-	-	-	-	-	-

Figura 1 – Altura média das categorias silvigênicas e classes ontogenéticas

Média de altura das categorias silvigênicas por classes ontogenéticas na Santa Genebra

	AF	1A	1B	2A	2B	AP
PI	0,06 m	-	-	-	-	-
JvI	0,43 m	-	-	-	-	0,33 m
JvII	0,72 m	-	-	-	-	-
Ad	-	1,97 m	-	-	-	-
Apl	-	5,55 m	4,76 m	7,5 m	-	4,33 m
Sn	-	-	-	-	-	4 m

Figura 2 – Altura média das categorias silvigênicas e classes ontogenéticas

5.5 Parâmetros entre as duas populações

Foram analisados, entre as duas populações e suas classes ontogenéticas, parâmetros de altura média, diâmetro médio do caule no nível do solo e a densidade de indivíduos. Para a população da Santa Genebra também foi analisada a densidade dos indivíduos entre suas subpopulações e a densidade da espécie por hectare.

A altura média dos indivíduos e suas classes ontogenéticas entre as duas populações de estudo são diferenciadas. Em primeiro lugar, na Santa Terezinha, foram amostradas apenas 4 classes ontogenéticas (JvI, Ad, Apl e Sn), enquanto que na Santa Genebra todas as 6 classes estavam presentes. Na Santa Terezinha todas as médias de altura das classes Jv I e Ad são maiores que na Santa Genebra e ainda apresentam uma menor variação entre as suas medidas.

Para a classe Apl a média de altura da populações não difere. Porém, sua variação entre as medidas é ligeiramente maior na Santa Terezinha, sendo as duas médias praticamente iguais. Para a classe Sn, as médias de altura foram iguais nas populações, mas também com uma maior variação dentro dos indivíduos da Santa Terezinha.

Tabela 4. Altura média por classes ontogenéticas - população Santa Genebra

	PI	Jv I	Jv II	Ad	Apl	Sn	Total
média	0,06	0,41	0,72	1,97	5,16	4,00	2,46
desvio	2,79	2,09	0,41	1,64	0,00	2,12	2,39

Tabela 5. Altura média por classes ontogenéticas - população Santa Terezinha

	PI	Jv I	Jv II	Ad	Apl	Sn	Total
média	-	0,6	-	4,57	5,63	4	5,00
desvio	-	0,37	-	1,02	0,94	1,62	1,57

O diâmetro médio das classes ontogenéticas entre as duas populações também foi diferenciado, apresentando, novamente, uma maior variação nos dados na Santa Genebra do que na Santa Terezinha. A classe Jv I apresentou na Santa Terezinha uma média muito superior a da Santa Genebra e ainda um desvio padrão bem menor do que a última. A classe Ad apresentou uma maior altura na Santa Terezinha e também um desvio padrão bem menor entre os dados. As relações se alteram um pouco nas classes Apl e Sn, pois as duas na população da Santa Terezinha possuem valores bem menores do que os apresentados na Santa Genebra.

Média de DAS por classes ontogenéticas - população Santa Genebra

	PI	JvI	JvII	Ad	Apl	Sn	total
média	0,21	0,54	0,82	2,73	7,21	9,83	3,50
desvio	4,36	3,23	0,39	2,05	1,76	0,00	5,24

Figura 8 - Diâmetro médio do caule no nível do solo para as classes ontogenéticas na Santa Genebra

Média de DAS por classes ontogenéticas - população Santa Terezinha

	PI	JvI	JvII	Ad	Apl	Sn	total
média	-	2,95	-	3,74	4,67	3,86	4,31
desvio	-	0,39	-	0,85	1,03	1,07	1,09

Figura 9 - Diâmetro médio do caule no nível do solo para as classes ontogenéticas na Santa Terezinha

As densidades das duas populações e das subpopulações na Santa Genebra foram calculadas de maneira diferenciada da densidade por área calculada para a população da Santa Genebra. Como o número de grupos de parcelas na população da Santa Terezinha foi baixo, não foi possível calcular a densidade por área total do remanescente. Assim, a densidade por área total do remanescente foi calculada apenas para a Santa Genebra, e a densidade da Santa Terezinha e das subpopulações da Santa Genebra foram calculadas com base no tamanho da área das parcelas que formavam o grupo amostral de cada um dos pontos aleatórios amostrados, sem extrapolações para as áreas totais dos remanescentes.

As densidades entre as subpopulações da Santa Genebra variam de 0,002 ind./m² até 0,02 ind./m², sendo que a variação dessa relação se apresentou muito mais associada ao número de indivíduos em cada grupo de parcelas do que a área das parcelas, de acordo com as observações de campo. A densidade de toda a área amostral na Santa Genebra é de 0,0062 ind./m². As densidades de cada uma das subpopulações são apresentadas na Figura 10.

A densidade da população na Santa Terezinha foi também calculada através da soma da área amostrada e apresentou um valor muito distante de qualquer outra densidade calculada neste estudo, extremamente alta: 0,033 ind./m².

A densidade em área total para a população da Santa Genebra necessitou de estimadores específicos para a amostragem adaptativa (Thompson 1999). Calculados esses estimadores, a densidade da área total de *Solanum erianthum* para a Santa Genebra é de 0,00118 ind./m², ou seja, 11,1 ind./hectare.

Subpopulação	Área parcela (m ²)	Densidade (ind/m ²)
11	500	0,002
11b	500	0,002
28	500	0,002
31 b	500	0,002
44	500	0,002
47 a	500	0,002
52 a	500	0,002
54	500	0,002
36	500	0,004
32	500	0,008
43	500	0,012
42	500	0,018
52 b	500	0,02
47 b	800	0,0025
2	800	0,005
31	1000	0,004
35	1000	0,009
5	1000	0,014
55	1300	0,0054
16	1400	0,0043
Total	13800	0,0062

Figura 3 - Densidade nas subpopulações e área total amostrada na Santa Genebra

Área total (m ²)	Densidade (ind/m ²)
2100	0,033

Figura 4. Densidade na área total amostrada na Santa Terezinha

6 DISCUSSÃO

As estruturas populacionais nos dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual diferem, tanto em termos de estruturas de classes, como em de estruturas espaciais.

O histórico de perturbação do remanescente Santa Terezinha e a estrutura populacional assumida pela espécie *Solanum erianthum* na área amostral permitem dizer que a espécie assume o comportamento de pioneira antrópica, conforme Kageyama et al (1995) e de espécie modelo do grupo 4, conforme Lepsch-Cunha & Kageyama (2001).

A área amostral da Santa Terezinha passou por um incêndio há 4 anos atrás. Após esse evento, nenhum tipo de manejo foi aplicado e o processo sucessional secundário teve início. A estrutura populacional das classes ontogenéticas e a estrutura espacial amostradas condizem perfeitamente com um processo sucessional em curso, onde o mosaico sucessional é estruturalmente dominado por uma espécie com características populacionais comportamentais de pioneira antrópica.

Na população da Santa Genebra foi possível encontrar todas as classes ontogenéticas definidas, e na população da Santa Terezinha, apenas três classes: Jv I, Ad, Apl e Sn. As classes de Pl, Jv II não existiam na área amostral da Santa Terezinha. Isso evidencia o processo sucessional em curso na história de vida dessa população. A não existência das classes Pl e Jv II indica uma falta de regeneração na população dentro das classes iniciais de desenvolvimento. Isso deve estar ocorrendo pela falta de oportunidades de áreas abertas e com luz na área amostral. O dossel da área amostral será discutido abaixo, juntamente com as conseqüências da densidade da espécie.

A densidade dos indivíduos, 0,033 ind./m², quando comparada com as demais subpopulações da Santa Genebra, e mesmo quando comparada com a densidade amostral total da Santa Genebra, é completamente dispare (Fig. 3).

A Figura 7 é um gráfico de dispersão de densidade por altura média para as subpopulações da Santa Genebra e a população da Santa Terezinha. É possível verificar a diferença na densidade populacional do remanescente com histórico de perturbação mais intenso. As subpopulações da Santa Genebra se apresentam muito mais agrupadas nas classes de menores densidades da população.

A estrutura populacional de classes e espacial de *Solanum erianthum* no mosaico sucessional da Santa Terezinha ocupa 76% da sua área superficial do mesmo. Desses 76% ocupado por *Solanum erianthum*, 51 % ocupam a categoria silvigênica 2A, 20% a categoria 2B, e 15% a categoria 1A. As médias de altura das categorias silvigênicas 2A e 2B se sobrepõem nas médias de altura das classes ontogenéticas Ad e Apl. Com esses dados, é possível perceber que o dossel é formado basicamente por indivíduos da mesma categoria silvigênica, que pertencem também às mesmas classes ontogenéticas e, portanto, se desenvolveram numa mesma escala temporal, ou seja, após o fogo, há 4 anos atrás, durante um só processo sucessional do mosaico.

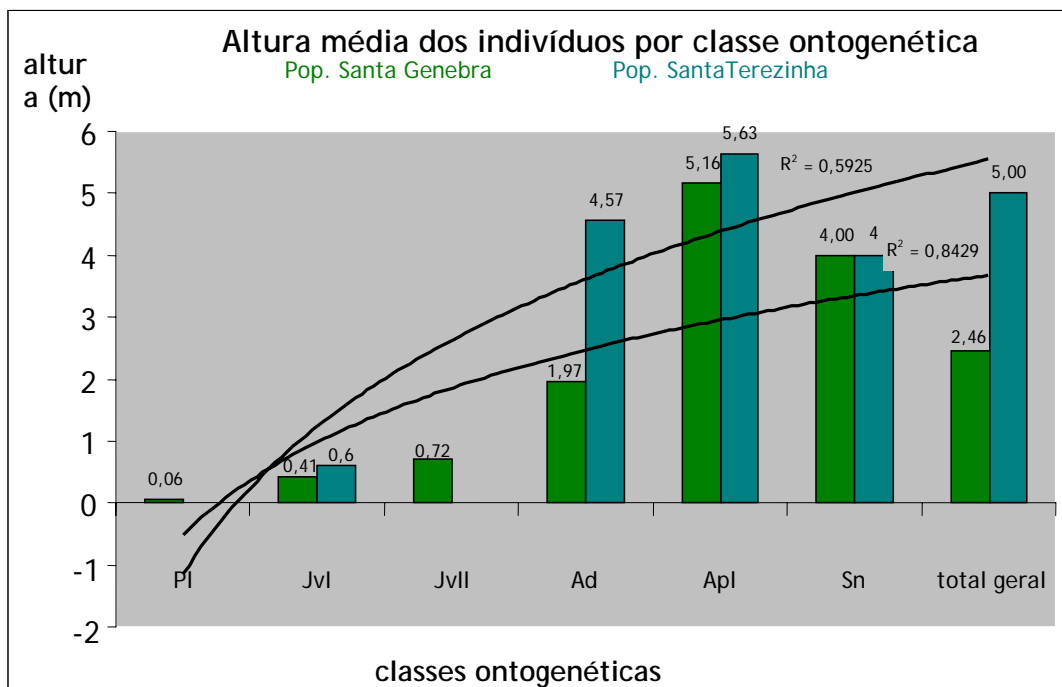


Figura 5 - Distribuição de altura média nas classes ontogenéticas nas duas populações

Esses indivíduos germinaram, se estabeleceram e seguiram seu curso de desenvolvimento e história de vida juntos, compondo, assim, praticamente todo o dossel da área analisada. Outras medidas e observações realizadas parecem também evidenciar esta hipótese. Não existe, dentro do mosaico, classes ontogenéticas que representem a regeneração da população. A classe mais próxima do processo de regeneração dentro do mosaico é a classe JvI e mesmo assim, as dimensões de diâmetro do caule mostram os indivíduos são originados de processos de rebrota no

nível do solo, e não a partir da germinação de sementes. Portanto, refletem também uma colonização passada.

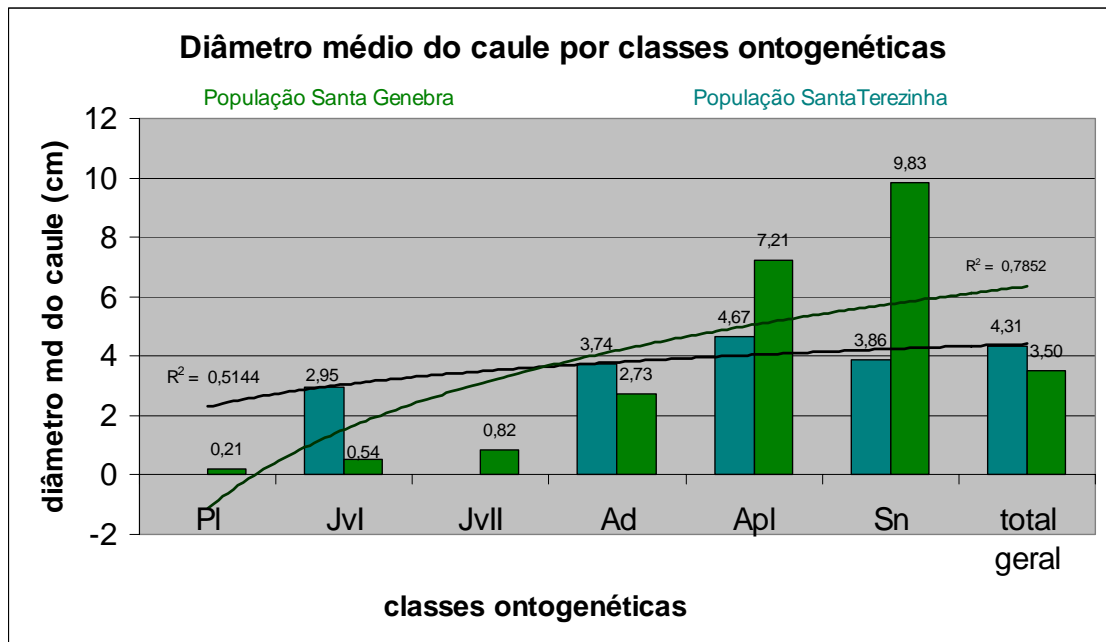


Figura 6 - Distribuição do diâmetro médio do caule nas classes ontogenéticas nas duas populações

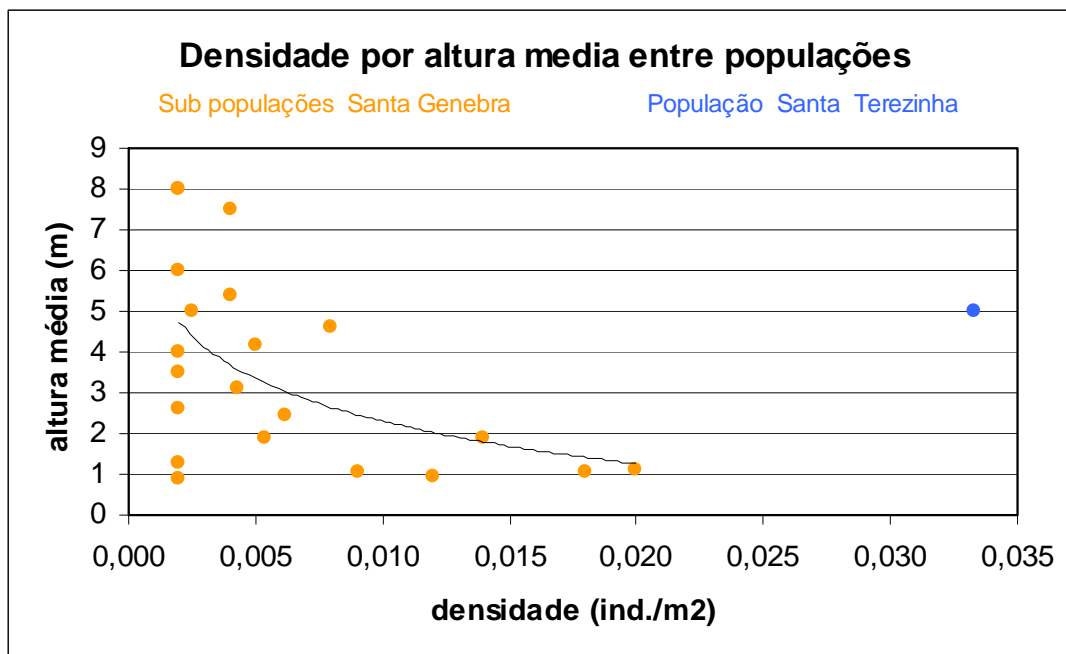


Figura 7 - Densidade de subpopulações da Santa Genebra e população da Santa Terezinha e média de altura de cada grupo.

Quando os parâmetros das classes ontogenéticas Apl e Sn são comparados entre as populações dos dois remanescentes, juntamente com as respectivas estruturas de classes e espaciais, é possível perceber outras semelhanças entre os indivíduos. A média de altura da classe Apl foi praticamente igual para as duas populações e a média do diâmetro foi um pouco menor para a Santa Terezinha. Se a média de altura para a classe ontogenética é praticamente igual nas duas áreas, ou seja, para mosaicos sucessionais com estruturas de comunidade completamente diferentes, esses valores médios são iguais, eles devem indicar a potencialidade da espécie em termos de crescimento e desenvolvimento frente aos diversos ambientes da Floresta Semidecidual para os quais está apta a colonizar.

Voltando ao gráfico da Figura 7 é possível verificar que, conforme a densidade de indivíduos na Santa Genebra diminui, ocorre um aumento na altura média dos indivíduos presentes nas subpopulações. Esse aumento na altura média das subpopulações parece representar, através da altura do dossel, o processo sucessional do mosaico em que a subpopulação se faz presente. Os mosaicos sucessionais com as menores densidades e as maiores médias de altura dos indivíduos (pontos acima da linha de tendência na Figura 7) são os mais antigos em escala temporal, onde o dossel se encontra entre os 5 a 9 metros de altura e está praticamente fechado. Nesses mosaicos sucessionais, os indivíduos de *Solanum erianthum* foram mapeados ocupando o dossel, sempre em categorias silvigênicas 1A e 2A, e eventualmente AP. A classe ontogenética freqüente nessa situação foi a classe Apl, e em alguns casos Sn. Todos os indivíduos que apresentaram essa situação dentro do processo sucessional do mosaico tiveram uma altura total 30% maior do que a altura média da classe ontogenética Apl para a população da Santa Genebra.

Assim, fica caracterizado que *Solanum erianthum* também participa de fases um pouco mais evoluídas do processo sucessional dos mosaicos no ecossistema, e não somente em áreas abertas com a luminosidade incidindo no solo.

Outros dados analisados ainda levam a inferir que *Solanum erianthum* apresenta um comportamento de espécie colonizadora e oportunista.

A alta densidade ocupada pela espécie na Santa Terezinha, quando a oferta de recursos e ausência de competidores é grande, contrasta com os mosaicos sucessionais em que a espécie foi caracterizada na Santa Genebra, mosaicos em estágios mais avançados de sucessão.

Nos mosaicos da Santa Genebra, a oferta de recursos é menor e a competição com outras espécies são maiores. Essa diferença dos mosaicos da Santa Genebra para o mosaico sucessional da Santa Terezinha parece refletir nos parâmetros médios analisados nesse estudo. Na maioria dos casos, esses parâmetros são menores para os mosaicos da Santa Genebra do que para o mosaico da Santa Terezinha. Isso deve indicar o caráter pioneiro e colonizador da espécie que, quanto mais recurso disponível, maior tem sua tendência de crescimento populacional.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As populações de *Solanum erianthum* analisadas apresentaram uma ecologia populacional em diferentes mosaicos sucessionais que evidenciaram um padrão comportamental de espécie pioneira e colonizadora do início de sucessão em ecossistemas florestais.

A amostragem adaptativa, a análise da arquitetura dos indivíduos e a definição de classes ontogenéticas em estudos populacionais, formaram um conjunto de ferramentas eficientes para a análise de estruturas populacionais espaciais e de classes, pois permitiram caracterizar o comportamento de *Solanum erianthum* como uma espécie pioneira e colonizadora dos mosaicos sucessionais da Floresta Semidecidual, como era esperado.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIZEN, M & FEINSINGER, P. *Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in chaco dry forest, Argentina*. Ecology 75:330-351. 1994.
- ALBUQUERQUE, L. *Polinização e dispersão de solanáceas neotropicais*. Tese de Doutorado. UNICAMP. 2001.
- CASTELLANI, T.T. *Sucessão secundária inicial em mata tropical semidecídua após a perturbação por fogo*. Tese de Mestrado. UNICAMP. 1986.
- DENSLOW, J. *Gap partitioning among tropical rain forest trees*. Biotropica 12 (suppl.):47-55. 1980.
- FARIA, D.M. *Os morcegos da Santa Genebra*. In: Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana. (Eds.) Morellato, P.C. & Leitão-Filho. Editora da Unicamp. 1995.
- FONSECA, M.G. *Aspectos demográficos de *Aspidosperma polyneuron* Muell.Arg. em dois fragmentos de floresta semidecídua em Campinas, SP*. Dissertação de Mestrado. UNICAMP. 2001.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L. *Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivas-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP*. Revista Brasileira de Biologia 55, 753-767. 1995.
- HALLÉ, F.; OLDEMAN, R.A.A.; TOMLINSON, P.B. *Tropical trees and forests. An architectural analysis*. Springer-Verlag. New York. 1978.
- JANZEN, D. *The external threat*. In: Conservation Biology: The Science of Scarcity and diversity (Ed) Soulé, M.E. p. 286-303. 1986.
- KAGEYAMA, P.Y. & GANDARA, F.B. *Dinâmica de populações de espécies arbóreas, implicações para o manejo e a conservação*. In: III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Serra Negra, SP. Anais da Academia de Ciências do Estado de São Paulo, V.II, p.1-9. 1994.
- KLEIN, R.M. *Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí*. Sellowia 32, 165-389. 1980.
- LAURANCE, W.F et al. *Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities*. Conservation Biology 12, 460-464. 1988.
- LAURANCE, W.F. et al. *Rain forest fragmentation kills big trees*. Nature. vol. 404. 836. 2000.
- LEPSCH-CUNHA, N.M. & KAGEYAMA, P.Y. *Singularidade da biodiversidade nos trópicos*. In: *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais*. (Eds) Garay, I.E.G. & Bráulio, F.S. Editora Vozes. 2001

- LOISELLE, B.A. & HOPPE, W.G. *Nest predation in insular and mainland low land rainforest in Panama*. Condor, 85: 93-95. 1983.
- LOVEJOY, T.E. et al. *Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments*. In: Conservation Biology: The Science of Scarcity and diversity (Ed) Soulé, M.E. p. 257-285. 1986.
- NAVE, A.G. *Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa com o auxílio de sensoriamento remoto*. Tese de doutorado. ESALQ/USP.
- OLDEMAN, R.A.A. *Architecture and energy exchange in dicotyledonous trees in the forest*. In Tomlinson, P.B. & Zimmermann, M.H. (editores) Tropical trees as living systems. University Press Cambridge, p. 535-560. 1978.
- OLDEMAN, R.A.A. *Forests: Elements of silvology*. Springer-Verlag. New York. 1986.
- PINA-RODRIGUES, F.C.M.; COSTA, L.G.S.; REIS, A. *Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais*. 6º. Congresso Florestal Brasileiro. Campos do Jordão, S.P. 1990.
- POWELL, H.A. & POWELL, G.V.N. *Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments*. Biotropica 19: 176-179. 1987.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. 1ª edição. Editora Midiograf. 2001.
- REIS, A.; FANTINI, A.C.; REIS, M.S.; GUERRA, M.P.; DOEBELI, G. *Aspectos sobre a conservação da biodiversidade e o manejo da floresta tropical atlântica*. Anais do 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas, p.169-173. 1992.
- ROLSTAD, J. *Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence*. Biological J. Linn. Soc. 41: 149-163. 1991.
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. *On definition of ecological species groups in tropical rain forests*. Vegetatio 75: 81-86. 1988.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. *Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in montane Atlantic forest of southeastern Brazil*. Biological Conservation 91:119-127. 1999.
- TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. *Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests*. Biodiversity and Conservation 13: 1419-1425. 2004.
- VIANA, V. *Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais de paisagens cultivadas*. Silvicultura tropical. 1991.

- WHITMORE, T.C. *Gaps in the forest canopy*. In. Tropical trees as living systems. (Eds) Tomlinson, P.B. & Zimmerman, M.H. Cambridge Univ. Press. 1978.
- WHITMORE, T.C. *Canopy gaps and two major groups of forest trees*. Ecology 70 (3): 536-538. 1989.
- TERBORGH, J. & WINTER, B. *Some causes of extinction*. In. Conservation Biology: Na Evolutionary-Ecological Perspective. (eds) Soulé, M.E. & Wilcox, B.A.. Sinauer Associates. 1980.
- THOMPSON, S.T. *Adaptive Cluster Sampling*. Journal of the American Statistical Association, v. 85, n. 412. 1990.
- TORQUEBIAU, E.F. *Mosaic patterns in dipterocarp rainforest in Indonésia and their implications for practical forestry*. Journal of Tropical Ecology, v.2, n.4, p.301-325. 1986.
- UHL, C & KAUFFMAN, J.B. *Deforestation effects on fire susceptibility and the potencial response of tree species to the fire in the rain forests of the eastern Amazon*. Ecology, 71: 437-449. 1990.
- VELLOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 123p. 1991.
- WIENS, J.A. *Population response to patchy environments*. Annual Review of Ecology and Systematics, 7: 81-120. 1976.