

#

MARIA RODRIGUES VIANNA



FRUTIFICAÇÃO E HERBIVORIA FLORAL DE ESPÉCIES DE
 MELASTOMATACEAE EM ÁREAS EM RECUPERAÇÃO APÓS MINERAÇÃO
 DE BAUXITA EM POÇOS DE CALDAS, MG.

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia para obtenção do título de *Magister Scientiae*.



T
 595.7061
 V617f
 2003

VIÇOSA
 MINAS GERAIS - BRASIL
 2003

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV

T

V617f
2003

Rodrigues

Vianna, Maria Rodrigues, 1979-

Frutificação e herbivoria floral de espécies de
Melastomataceae em áreas em recuperação após minera-
ção de bauxita em Poços de Caldas, MG / Maria

Vianna. – Viçosa : UFV, 2003.
91p. : il.

Orientador: Paulo De Marco Júnior
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa

1. Polinização - Ecologia. 2. Herbivoria floral. 3. Áreas
degradadas - Recuperação. 4. Serviços de ecossistema.
5. Melastomatacea. I. Universidade Federal de Viçosa. II.
Título.

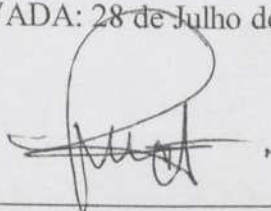
CDD 19.ed. 595.7061
CDD 20.ed. 595.7061

MARIA RODRIGUES VIANNA

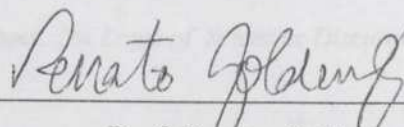
FRUTIFICAÇÃO E HERBIVORIA FLORAL DE ESPÉCIES DE
MELASTOMATACEAE EM ÁREAS EM RECUPERAÇÃO APÓS MINERAÇÃO
DE BAUXITA EM POÇOS DE CALDAS, MG.

Tese apresentada à Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Entomologia para obtenção do título de
Magister Scientiae.

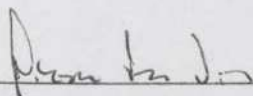
APROVADA: 28 de Julho de 2003



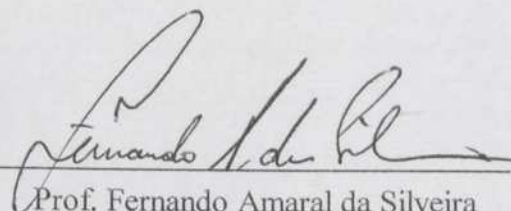
Prof. Lucio Antonio de Oliveira Campos
(Conselheiro)



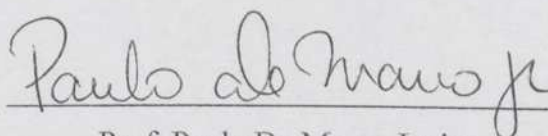
Prof. Renato Goldenberg



Prof. Milene Faria Vieira
(Conselheira)



Prof. Fernando Amaral da Silveira



Prof. Paulo De Marco Junior
(Orientador)

Aos meus pais, Doris e Lida,
que sempre me incentivaram a continuar
e sempre deram suporte às minhas
escolhas.

“A ciência não é um sistema de declarações certas e bem estabelecidas; nem é ela um sistema que avança para um estado final. Nossa ciência não é conhecimento: ela não pode nunca pretender haver atingido a verdade, nem mesmo um substituto para ela, como a possibilidade”

(Karl Popper. *The Logic of Scientific Discovery*. § 85, p.278).

E ao Paulo, meu amado esposo,
amigo e companheiro, que é a razão de eu
ter conseguido chegar até aqui.

A minha família,

Ofereço

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos mestres que tive, alguns foram exemplos, e outros foram modelos.

Agradeço aos amigos que fiz durante mais esta caminhada, aos verdadeiros, que me ensinaram a confiar e que estarão sempre comigo, e aos que foram lição de vida, me ensinaram como lidar com a amizade e com o egoísmo.

Agradeço às minhas eternas amigas de infância, Karis e Puly, que mesmo longe nunca deixaram de estar perto, nos momentos bons e nos ruins.

Aos meus pais, Dorte e Lula,

Agradeço às minhas sempre amigas Flávia e Mariana, que sempre me incentivaram a continuar pelo muito que me ensinaram, pelos punções de orvalho, e sempre deram suporte às minhas escolhas,

Agradeço aos amigos do Laboratório de Ecologia Quantitativa, que são muitos, especialmente ao Paulo Enrique, Marquinho, Rafael, Henrique, Diana, Fernanda, Francisco, Karina, Daniela, Anderson, Flávia, Marina e Dora, cada um com seu papel, cada um com um objetivo, cada um com uma lição:

À minha irmã, Janaína, por todo o carinho, amizade e atenção que nunca

me faltaram,

Agradeço ao Professor Lúcio, por ser um grande Mestre e por todo o incentivo.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Ecologia e Sistemática de aranhas por toda ajuda e ao Professor Fernando A. Silveira pela paciência e tolerância em dar o seu tempo sempre disponível.

E ao Paulo, meu amado esposo,

amigo e companheiro, que é a razão de eu

ter conseguido chegar até aqui.

Agradeço ao Professor Renato Goldenberg pela identificação das plantas.

Agradeço às amigas que me ajudaram no trabalho de campo, Dora e Fernanda e ao Anderson, que me ajudou na revisão deste trabalho com críticas.

À minha família,

Ofereço

Agradeço aos colegas Adriano e Ivete, os colegas da ALCOA, que sempre foram e serão para a realização deste trabalho e aos Carlinhos pela ajuda com os trabalhos de campo. A Associação Geral de Membros, subsidiária de ALCOA Aluminio S.A., que ajudou com o apoio financeiro necessário para a realização deste trabalho e a FAMILIAR S.P.A. pela ajuda financeira.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos mestres que tive, alguns foram exemplos, e outros foram modelo;

Agradeço aos amigos que fiz durante mais essa caminhada, aos verdadeiros, que me ensinaram a confiar e que estarão sempre comigo, e aos que foram lição de vida, me ensinaram como lidar com a falsidade e com o egoísmo;

Agradeço às minhas eternas amigas de infância, Kátia e Paty, que mesmo longe nunca deixaram de estar perto, nos momentos bons e nos ruins;

Agradeço às minhas sempre amigas Flavia, Marcy, Dri, Malu, Ju, Mari e Jana, pelo muito que me ensinaram, pelos puxões de orelha, pelas palavras certas na hora certa e por tudo o que compartilhamos nesse tempo em que estivemos juntas;

Agradeço aos amigos do Laboratório de Ecologia Quantitativa, que são muitos, especialmente ao Paulo Enrique, Marquinhos, Fadini, Henrique, Dana, Fernanda, Francisco, Karina, Daniela, Anderson, Flavinha, Marília e Duca, cada um com seu espaço, cada um com um objetivo, cada um com uma lição;

Agradeço ao Professor Lúcio, por ser um grande Mestre e por todo o incentivo;

Agradeço aos colegas do Laboratório de Ecologia e Sistemática de abelhas por toda ajuda e ao Professor Fernando A. Silveira pela presteza na identificação das abelhas, mesmo sem ter muito tempo disponível...;

Agradeço ao Professor Renato Goldenberg pela identificação das plantas;

Agradeço às amigas que me ajudaram no trabalho de campo, Dana e Fernanda e ao Anderson, que me ajudou na redação deste trabalho com críticas;

Agradeço aos colegas Adriano e Milena, os contatos da ALCOA, que sempre fizeram o possível para a realização desse trabalho e aos Carlinhos pela ajuda com os trabalhos de campo, à companhia Geral de Minas, subsidiária da ALCOA Alumínio S.A., que forneceu todo o apoio logístico necessário para a realização deste trabalho e à FAPEMIG e FIEMG pelo apoio financeiro.

ÍNDICE

Agradeço aos que amam, por tornar o mundo um lugar mais agradável de se viver, aos apaixonados pela força e vontade de lutar para mudá-lo e a Deus, pela esperança e pela paz que muitas vezes eu não encontrei aqui;

Não, eu não esqueci...agradeço especialmente ao Professor Paulo De Marco, por me aceitar como sua orientada, mesmo sabendo de todas as minhas dúvidas, limitações e defeitos e, mesmo assim, nunca duvidou da minha capacidade. Acho que gostou tanto do “trabalho” que até casar comigo ele casou...Muito obrigada, eu sempre vou te amar, admirar, adorar e todos os outros possíveis tipos de afeto e carinho que possam existir, e que sempre existirão entre nós.

Enfim, são muitos os agradecimentos que tenho que fazer. Não poderei nunca esquecer de nada nem de ninguém, pois muitas foram as ajudas que recebi. Quero apenas que saibam que os frutos desse trabalho também são muitos, como muitas serão também as saudades. É por isso que, a todos os que direta e indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho,

Com muito carinho,

Dedico.

ÍNDICE

RESUMO	VIII
ABSTRACT	X
INTRODUÇÃO GERAL	12
METODOLOGIA GERAL	15
ÁREA DE ESTUDO	15
LITERATURA CITADA	18
CAPÍTULO 1: ASPECTOS DA ECOLOGIA FLORAL DE ESPÉCIES DE MELASTOMATACEAE: POLINIZAÇÃO E HERBIVORIA.....	23
INTRODUÇÃO.....	23
OBJETIVOS	28
METODOLOGIA	29
ESPÉCIES DE PLANTAS ESTUDADAS	29
HIPÓTESE DA DEPENDÊNCIA DE POLINIZADORES	30
HIPÓTESE DA CONCENTRAÇÃO DE RECURSOS	31
HIPÓTESE DA ALOCAÇÃO RESTRITIVA	31
HIPÓTESE DA ATRATIVIDADE FLORAL	33
RESULTADOS	34
IMPORTÂNCIA DA POLINIZAÇÃO.....	34
VISITANTES FLORAIS E ATRATIVIDADE.....	37
CONCENTRAÇÃO DE RECURSOS <i>VERSUS</i> HERBIVORIA.....	42
ALOCAÇÃO DE RECURSOS: POLINIZAÇÃO <i>VERSUS</i> DISPERSÃO	44
DISCUSSÃO	46
DEPENDÊNCIA DA POLINIZAÇÃO E RESTRIÇÃO POR FLORIVORIA	46
VISITAÇÃO POR ABELHAS E ATRATIVIDADE DAS FLORES	47
O QUE AS ESPÉCIES DE MELASTOMATACEAE NOS DIZEM SOBRE ESTE SISTEMA.....	48
DEFINIÇÃO DE ESPÉCIES POTENCIAIS PARA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL	49
SOBRE O POSSÍVEL "TRADE-OFF" ENTRE POLINIZAÇÃO E DISPERSÃO.....	50
CONCLUSÃO.....	52
LITERATURA CITADA.....	53

CAPÍTULO 2: SERVIÇOS DO ECOSISTEMA: SUCESSO REPRODUTIVO E HERBIVORIA ASSOCIADOS AO TIPO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS	58
INTRODUÇÃO.....	58
OBJETIVOS	63
METODOLOGIA.....	64
ÁREA DE ESTUDO	64
ESPÉCIES DE PLANTAS ESTUDADAS	64
PARA TESTAR DIFERENÇAS DAS TAXAS DE FRUTIFICAÇÃO ENTRE AS ÁREAS	65
PARA TESTAR DIFERENÇAS NAS TAXAS DE HERBIVORIA FLORAL.....	66
DIFERENÇAS ENTRE COMUNIDADES DE ABELHAS.....	66
RESULTADOS	67
TAXA DE FRUTIFICAÇÃO ENTRE AS ÁREAS.....	67
TAXA DE HERBIVORIA FLORAL NAS ÁREAS	69
COMUNIDADE DE ABELHAS	70
DISCUSSÃO	76
TIPO DE RECUPERAÇÃO E TAXA DE PRODUÇÃO DE FRUTOS	76
TAXA DE HERBIVORIA FLORAL ENTRE AS ÁREAS.....	78
COMUNIDADE DE ABELHAS	79
CONSIDERAÇÕES SOBRE A SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DO SISTEMA	81
CONCLUSÃO.....	83
LITERATURA CITADA.....	85

RESUMO

VIANNA, Maria Rodrigues, M.S., Universidade Federal De Viçosa, Julho de 2003.
Frutificação e herbivoria floral de espécies de Melastomataceae em áreas em recuperação após mineração de bauxita em Poços de Caldas, MG. Orientador: Paulo de Marco Junior. Conselheiros: Lucio Antonio de Oliveira Campos e Milene Faria Vieira.

A família Melastomataceae possui uma grande variedade de tipos de reprodução, desde formas agamospérmicas a sistemas com auto-incompatibilidade. Nestes, a importância de agentes polinizadores pode ser fundamental. Essa variedade de estratégias reprodutivas, associadas a fatores como resistência a altas concentrações de alumínio no solo, poluição do solo, do ar e grande capacidade de colonização, as tornam abundantes em regiões perturbadas e podem tornar as espécies dessa família de grande importância na recuperação de áreas degradadas. Na ausência de espécies responsáveis por serviços do ecossistema entre outros a polinização, o controle biológico e a dispersão de sementes, processos como recuperação de áreas degradadas podem se tornar lentos. Se esses serviços são fundamentais na manutenção de ecossistemas, eles podem ser utilizados para a melhoria do desempenho do processo sucessional, aumento da produtividade ou para indicação de sustentabilidade, partindo do princípio de que um ecossistema autosustentável possui todas as suas funções sendo desempenhadas mais eficientemente. Os objetivos deste trabalho foram estudar alguns dos aspectos da história natural da polinização e os danos causados pela herbivoria floral em espécies de Melastomataceae presentes em áreas de recuperação após mineração de bauxita. A partir disto, buscou-se determinar a importância relativa dos agentes polinizadores para a produção de frutos e avaliar qual metodologia utilizada para a recuperação de áreas degradadas pode ser considerada mais sustentável. Foram estudadas dez espécies de Melastomataceae presentes no Retiro Branco, na área da

utilizada para a recuperação de áreas degradadas pode ser considerada mais sustentável. Foram estudadas dez espécies de Melastomataceae presentes no Retiro Branco, na área da ALCOA Alumínios S/A, em Poços de Caldas, MG. Nesse local, são utilizados principalmente dois tipos de revegetação: plantio de monocultura de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e plantio de espécies nativas da região. Em experimento controlado de exclusão de polinizadores determinou-se a proporção de frutos produzidos e taxas de herbivoria floral. Os resultados corroboram a hipótese de que pode haver uma tendência filogenética para a ocorrência de agamospermia na tribo Miconieae, bem como para o tipo de fruto produzido. Quanto maior a quantidade de flores numa inflorescência, maior é a herbivoria floral entre as espécies estudadas, mas não dentro de cada uma delas. Características como a cor e o tamanho das flores não foram consideradas bons indicadores de atratividade floral. Existe uma forte tendência dentro desta família de espécies que investem em polinização não investirem em dispersão e vice versa. Áreas recuperadas por plantios que favorecem a sucessão ecológica naturalmente devem ter uma maior taxa de produção de frutos e menor taxa de herbivoria floral. Os tipos de recuperação empregados não afetam a produtividade de frutos das espécies de Melastomataceae na área do Retiro Branco. Para plantas que se reproduzem por agamospermia, outros critérios, como presença de dispersores e intensidade de dispersão, devem ser melhores indicadores de sustentabilidade. Apesar do Retiro Branco ser considerado um local privilegiado em termos de potencial para recuperação, funções básicas como polinização não atingiram um nível que pudesse ser considerado ótimo em pelo menos uma espécie dependente de polinizadores.

ABSTRACT

VIANNA, Maria Rodrigues, M.S., Universidade Federal de Viçosa, July 2003.

Frutification and floral herbivory of Melastomataceae species in recovering areas before a bauxite mining from Poços de Caldas, MG, Brazil. Adviser: Paulo de Marco Junior. Committee members: Lucio Antonio de Oliveira Campos and Milene Faria Vieira.

The Melastomataceae possesses a great variety of reproduction types, from agamospermic forms to systems with self-incompatibility and highly dependent on pollinators. This, associated to the resistance to aluminum-rich soils, soil and air pollution, and great colonization capacity, turns them abundant in disturbed areas. Thus, these plants can play an important role in the recovery of degraded areas. The absence of species responsible for ecosystem services as pollination, biological control and seed dispersal, can slow down the process of recovery. If those services are fundamental for the maintenance of ecosystems, they can be used for the improvement of the recovery process, to increase the productivity or for sustainability indication, based on the principle that a self-sustained ecosystem possesses all its functions being carried out in an optimal level. This work is a study of some aspects of the natural history of pollination and of the damages caused by floral herbivory to species of Melastomataceae present in recovery areas after bauxite mining. The relative importance of the pollinators for fruit production was also determined and methodologies for the recovery of degraded areas evaluated according to sustainability criteria. Ten species of Melastomataceae were studied at the “Retiro Branco”, in the mining area of ALCOA Alumínio S/A, in Poços de Caldas, MG. In this area, two main revegetation types are employed: “bracatinga” (*Mimosa scabrella*) monoculture and the planting of native species. The proportion of fruits produced and of floral herbivory was

revegetation types are employed: "bracatinga" (*Mimosa scabrella*) monoculture and the planting of native species. The proportion of fruits produced and of floral herbivory was determined in controlled pollinators exclusion experiments. The results corroborate the hypothesis that agamospermy, as well as fruit type may represent a phylogenetic tendency for the tribe Miconieae. Herbivory is related to the number of flowers per inflorescence among the studied species, but not inside each species. Color and size of flowers are not good indicators of floral attractiveness. There is a strong tendency in this family for those species with high investment in pollination do not invest in dispersal. Types of revegetation favoring the ecological succession should have smaller fruit production and floral herbivory. The recovery procedures do not affect the fruit productivity of Melastomataceae at the Retiro Branco. For the agamospermic species, other criteria, as presence of dispersers and intensity of dispersion, must be better sustainability indicators. In spite of the privileged situation of Retiro Branco, basic functions as pollination did not reach an optimal level in at least one pollinator dependent species of Melastomataceae.

INTRODUÇÃO GERAL

Muitas plantas dependem de vetores de pólen para que haja polinização e produção de frutos. Essa polinização pode ser biótica, quando realizada por animais, ou abiótica, quando realizada pelo vento, gravidade ou pela água. A evolução de plantas floríferas relacionadas a um mutualismo com animais polinizadores é favorecida pelo fato de que animais têm a capacidade de reconhecer e discriminar as flores (PROCTOR *et al.*, 1996). Geralmente, esses animais obtêm recursos alimentares das flores que eles visitam, mais comumente pólen e néctar (PROCTOR *et al.*, 1996), além de outros tipos de recursos também são oferecidos pelas flores, como óleos vegetais (ARMBRUSTER, 1984; SAZIMA & SAZIMA, 1989; VOGEL & WESTERKAMP, 1991) e substâncias odoríferas (WILLIAMS & DODSON, 1972; DRESSLER, 1982; WILLIAMS & WHITTEN, 1983).

Dentre os animais que realizam polinização temos vertebrados, como os beija-flores (ROUBIK, 1982; SAZIMA *et al.*, 1994), morcegos (SAZIMA & SAZIMA, 1975; SAZIMA *et al.*, 1982; SAZIMA & SAZIMA, 1988; MUCHHALA & JARRIN, 2002), alguns pequenos roedores e marsupiais (JANSON *et al.*, 1981; CUNNINGHAM, 1991; VIEIRA *et al.*, 1991; COX *et al.*, 1992) e vários taxa de insetos, como Lepidoptera (LANDOLT & SMITHHISLER, 2003; OLIVEIRA, 1996; RAGUSO & WILLIS, 2002), Coleoptera (ARMSTRONG & IRVINE, 1989) e Hymenoptera. Entre eles se destacam as abelhas (JANZEN, 1971; BOHART, 1972; SILBERBAUER-GOTTSBERGER & GOTTSBERGER, 1988; NOGUEIRA-COUTO *et al.*, 1992; BÄCKMAN & TIAINEN, 2002).

Os sistemas de reprodução das plantas podem ser muito diversos, sendo que o balanço entre autopolinização e polinização cruzada pode variar amplamente entre as espécies, de acordo com a sua história de vida e ecologia. Muitas plantas produzem frutos exclusivamente através de polinização cruzada, por causa de auto-incompatibilidade química, física ou fisiológica (PROCTOR *et al.*, 1996).

A auto-incompatibilidade química ocorre quando a flor não tem seus óvulos fecundados ao receber pólen da própria flor ou do mesmo indivíduo, de modo que só ocorre a fecundação (e produção de frutos e sementes) se ela recebe pólen de outros indivíduos. A barreira física (hercogamia) poderia ocorrer, por exemplo, por uma diferença muito grande no tamanho das estruturas masculina e feminina das flores. Existem ainda situações de incompatibilidade unilateral (heterostilia) (RICHARDS, 1986), como no gênero *Primula*, onde 91% das espécies possuem indivíduos com estiletos de tamanhos diferentes, e a reprodução de flores com o estilete curto só ocorre quando elas são fecundadas pelo pólen de flores com o estilete longo e vice versa.

Por outro lado, muitas espécies vegetais podem se reproduzir por autopolinização – quando a flor independe de vetores para que o pólen chegue até o estigma, mas há casos em que os polinizadores podem aumentar a taxa de frutificação de plantas com essas características (DE MARCO & COELHO, 2003). Algumas espécies de plantas podem se reproduzir de modo assexuado, através de órgãos vegetativos (rizomas, estolões, bulbos ou brotos) ou quando a inflorescência produz propágulos.

Um outro processo relatado na literatura é a agamospermia ou apomixia, que representa a produção de frutos e sementes sem que o óvulo seja fertilizado. A agamospermia é um sistema reprodutivo comum nas famílias Asteraceae e Rosaceae (CZAPIK, 1996), e, também, freqüentemente relatada na família Melastomataceae (RENNER, 1983b; GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998; GOLDENBERG & VARASSIN, 2001). Neste processo, a célula ovo não passa pela meiose, o que evita a recombinação e segregação de alelos, ou ela é incompleta (VAN BAARLEN *et al.*, 1999). Esse tipo de reprodução, que era considerado raro, recentemente tornou-se de grande interesse pelo potencial de uso na engenharia genética e agricultura (GROSSNIKLAUS *et al.*, 1998; VAN DIJK & VAN DAMME, 2000).

A família Melastomataceae possui grande importância na recuperação ambiental pelas características biológicas e ecológicas que possuem: são pioneiras nos processos de sucessão em áreas onde o solo é rico em alumínio (BALDASSARI, 1988), onde há

poluição do solo e do ar (KLUMPP *et al.*, 2000) e em altitudes acima de 1.000 metros (OSAKI *et al.*, 1997), o que a torna abundante em muitas regiões perturbadas (HARIDASAN *et al.*, 1986a; AIDE *et al.*, 1996).

A apropriação de “funções do ecossistema”, de forma a gerar benefícios para o homem e suas atividades econômicas ou para a própria natureza, refere-se ao que chamamos de “Serviço do Ecossistema” (COSTANZA *et al.*, 1997). A polinização, o controle biológico da herbivoria e a dispersão de frutos, entre outros, são alguns dos exemplos mais importantes do que tem sido tratado como “Serviços do Ecossistema” (COSTANZA & O’NEILL, 1996; COSTANZA, 1996; MYERS, 1996; COSTANZA *et al.*, 1997; MASOOD & GARWIN, 1998; CHICHILNISKY & HEAL, 1998; MYERS, 2000). Cada componente do sistema (espécie) tem seu papel no ambiente, sendo responsável por um processo ou propriedade (função do ecossistema).

O problema em mensurar esses mesmos serviços do ecossistema é a dificuldade em isolar cada fator. Por exemplo, experimentos de mensuração da polinização, podem gerar dúvidas nos resultados finais, pois muitas vezes o efeito da interação entre polinização e herbivoria floral é desconhecido. A maior parte dos estudos sobre interações nestes sistemas trata cada uma delas de forma separada e raramente podemos relacioná-las (HEITHAUS, 1974; PYKE, 1978; BURGER, 1983; COMPTON *et al.*, 1994; AIZEN & FEINSINGER, 1994). Exceções a isto são os trabalhos de (KRUPNICK *et al.*, 1999) que encontrou que flores danificadas (pétalas ou estames) são visitadas em menores taxas que flores intactas e de (KRUPNICK & WEIS, 1999) que demonstrou que o número de frutos produzidos em plantas expostas a herbívoros florais era muito menor que o das plantas protegidas. No entanto, o efeito de herbivoria sobre produção de frutos deve variar entre espécies e dentro de cada espécie, pode variar entre as populações devido a variações do ecossistema em que se encontram.

Processos, como a recuperação de áreas degradadas, podem se tornar lentos na ausência de elementos responsáveis por serviços como ciclagem de nutrientes, polinização, dispersão e controle biológico. Espécies em seus habitats naturais podem ser extintas na

ausência desses componentes e a produção agrícola pode ter seu potencial reduzido, afetando a produção de alimentos em várias escalas se faltarem polinizadores ou outros elementos responsáveis por funções no ecossistema. Se esses serviços são fundamentais na manutenção de ecossistemas, seu aumento de modo artificial, seja através da introdução de espécies responsáveis por eles ou através da facilitação da colonização, podem ser utilizados para a melhoria ou aumento da produtividade desses mesmos ecossistemas.

Este trabalho tem como objetivos gerais estudar alguns dos aspectos da história natural que envolve a polinização e os danos causados pela herbivoria floral de algumas espécies de Melastomataceae presentes em Poços de Caldas, MG e, a partir deles, determinar a importância relativa dos agentes polinizadores para a produção de frutos. Baseado nesses aspectos pretende-se avaliar qual metodologia utilizada para a recuperação de áreas degradadas pode ser considerada mais sustentável.

No primeiro capítulo são apresentadas informações básicas sobre a ecologia floral de Melastomataceae da região de Poços de Caldas, testando hipóteses sobre o efeito de características bionômicas sobre herbivoria e polinização. No segundo capítulo, baseado nesta caracterização ecológica, é testado o efeito do tipo de recuperação de áreas degradadas sobre a intensidade de polinização e herbivoria.

METODOLOGIA GERAL

Área de Estudo

O município de Poços de Caldas assenta-se num planalto de forma elíptica constituído por formas de relevo e composição geológica resultantes de atividades vulcânicas (BALDASSARI, 1988). O local estudado é conhecido como “Retiro Branco”, localiza-se a 1500 m de altitude e pertence à Companhia Geral de Minas, subsidiária da ALCOA Alumínio S.A. (NAPPO *et al.*, 1999).

O clima da região de Poços de Caldas, segundo a classificação Köppen, é do tipo Cfb (subtropical úmido) e é caracterizado por apresentar condições mesotérmicas úmidas com verão chuvoso. O índice pluviométrico anual é de 1695mm e os meses mais secos são julho e agosto. A umidade relativa média é de 78% e a temperatura média anual de 24,3°C (INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL - INDI., 1977). A vegetação original da região era predominantemente de contatos transicionais entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista, com ocorrência de savana (cerrado) gramíneo lenhosa (Gatto *et al.*, 1983 apud NAPPO *et al.*, 2000a)

A ALCOA é uma empresa de mineração de bauxita, cujo processo de extração resulta num impacto ambiental que torna praticamente impossível que o ambiente retorne às suas condições originais. As áreas são completamente desflorestadas, sendo as camadas superficiais do solo removidas a uma profundidade média de 4,5 m. Em seguida, essas áreas são submetidas a práticas de reabilitação com a adição de solo e plantio de espécies vegetais (NAPPO *et al.*, 1999). Atualmente têm sido empregados principalmente dois tipos de replantio: a monocultura de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e um plantio misto de mudas de espécies nativas da região e outras que, juntas, são chamadas de coquetel de nativas (entre elas *Lolium multiflorum*, Gramineae; *Mimosa psudicana discolor*, Leguminosae; *Melia azedarach*, Meliaceae; *Tabebuia heptaphylla*, *T. chrysotricha* e *Jacaranda micrantha*, Bignoniaceae; *Schinus terebinthifolius*, Anacardiaceae; *Sesbania sesban*, Leguminosae; e outras) (MORAES, 2000).

O Retiro Branco pode ser descrito como um morro em cujas encostas há uma grande área coberta por floresta primária, pertencente ao município de Poços de Caldas. O restante é formado por um mosaico de pequenas áreas que estão em processo de mineração, áreas que estão em diferentes estágios do processo de recuperação e áreas de vegetação primária.

Dentro do Retiro Branco, foram estudados três locais em recuperação e um remanescente de mata foi utilizado como controle. Neste último caso, foram utilizadas

especialmente as bordas da mata, onde há fortes agregações de melastomataceas. As coletas desse trabalho foram realizadas no período entre julho de 2000 e maio de 2003.

Um dos locais teve o processo de recuperação iniciado há 23 anos, com o plantio de uma espécie exótica na região de Poços de Caldas, a bracatinga (*Mimosa scabrella*) (será chamado de B). Num segundo local foi utilizado há cerca de 18 anos o plantio de um coquetel de espécies nativas da região (que será chamado N). O terceiro local (que será chamado BN), por situar-se entre um local revegetado com coquetel de nativas e um revegetado com bracatinga, apresenta características dos dois métodos de recuperação. Nesta área, a revegetação também foi feita há cerca de 18 anos. As distâncias entre as áreas estão na Tabela 1.

Tabela 1. Distância entre as áreas de estudo em linha reta expressa em metros.

	N	M	BN
B	798	287	456
N		618	356
M			267

Com base apenas em uma avaliação visual, atualmente a área mais heterogênea em termos de complexidade estrutural da vegetação é a área que foi revegetada com plantio de nativas, seguida pela área de bracatinga e, depois, pela área bracatinga com nativas. A bracatinga é uma árvore de grande porte que produz um número de sementes muito grande, de modo que ela pode fornecer rapidamente uma cobertura ao solo e impedir a fixação de outras espécies de plantas devido à competição por luminosidade. O plantio dessa espécie pode ter desacelerado o processo de sucessão natural, mesmo quando a área estava próxima de uma grande fonte de propágulos.

Dentro das áreas bracatinga e nativas são mantidas trilhas para realização de trabalhos de educação ambiental e pesquisas. São áreas muito visitadas em algumas épocas do ano e é nessa época que é realizada a sua manutenção.

LITERATURA CITADA

- AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K., ROSARIO, M. e MARCANO, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* **28**:537-548.
- AIZEN, M. A., e FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* **75**:330-351.
- ARMBRUSTER, W. S. 1984. The role of resin in angiosperm pollination: Ecological and chemical considerations. *American Journal of Botany* **71**:1149-1160.
- ARMSTRONG, J. E., e IRVINE, A. K. 1989. Floral biology of *Myristica insipida* (Myristicaceae), a distinctive beetle pollination syndrome. *American Journal of Botany* **76**:86-94.
- BÄCKMAN, J. P. C., e TIAINEN, J. 2002. Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture Ecosystems & Environment* **89**:53-68.
- BALDASSARI, I. B. 1988. Flora de Poços de Caldas, Família Melastomataceae. Dissertação. UNICAMP.
- BOHART, G. E. 1972. Management of wild bees for the pollination of crops. *Annual Review of Entomology* **17**:312.
- BURGER, D. W. 1983. Pollination of star ruby grapefruit (*Citrus-paradisi* Macf.). *Hortscience* **18**:559.
- CHICHILNISKY, G., e HEAL, G. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* **391**:629-630.
- COMPTON, S. G., ROSS, S. J. e THORNTON, I. W. B. 1994. Pollinator limitation of fig tree reproduction on the island of Anak-Krakatau (Indonesia). *Biotropica* **26**:180-186.
- COSTANZA, R. 1996. Ecological economics: reintegrating the study of humans and nature. *Ecological Applications* **6**:978-990.

- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S. e GRASSO, M. 1997. The value the world's service and natural capital. *Nature* **387**:253-260.
- COSTANZA, R., e O'NEILL, R. V. 1996. Introduction: ecological economics and sustainability. *Ecological Applications* **6**:975-978.
- COX, P. A., ELMQVIST, T., PIERSON, E. D. e RAINEY, W. E. 1992. Flying foxes as pollinators and seed dispersers in Pacific Island ecosystems. *Biological Report* **90**:18-23.
- CUNNINGHAM, S. A. 1991. Experimental evidence for pollination of *Banksia* spp by non-flying mammals. *Oecologia (Berlin)* **87**:86-90.
- CZAPIK, R. 1996. Problems of apomictic reproduction in the families Compositae and Rosaceae. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* **31**:381-387.
- DE MARCO, P. JR., and F. M. COELHO 2003. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation* *in press*.
- DRESSLER, R. L. 1982. Biology of the orchid bees (Euglossini). *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**:373-394.
- GOLDENBERG, R., e SHEPHERD, G. J. 1998. Studies on the reproductive biology of Melastomataceae in "cerrado" vegetation. *Plant Systematics and Evolution* **211**:13-29.
- GOLDENBERG, R., e VARASSIN, I. G. 2001. Sistemas reprodutivos de espécies de Melastomataceae da Serra do Japi, Jundiá, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **24**:283-288.
- GROSSNIKLAUS, U., KOLTUNOW, A. e CAMPAGNE, M. L. 1998. A bright future for apomixis. *Trends in Plant Science* **3**:415-416.
- HARIDASAN, M., PAVIANI, T. I. e SCHIAVINI, I. 1986. Localization of aluminum in the leaves of some aluminum- accumulating species. *Plant Soil* **94**:435-437.
- HEITHAUS, E. R. 1974. The role of plant-pollinator interactions in determining community structure. *Annals of Missouri Botanical Garden* **61**:675-691.

- INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL - INDI. 1977. Sul de Minas - Informações básicas para investigadores. 79, Belo Horizonte - MG.
- JANSON, C. H., TERBORGH, J. e EMMONS, L. H. 1981. Non-flying mammals as pollinating agents in the Amazonian Forest. *Biotropica* **13**:1-6.
- JANZEN, D. H. 1971. Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. *Science* **171**:203-205.
- KLUMPP, G., FURLAN, C. M., DOMINGOS, M. e KLUMPP, A. 2000. Response of stress indicators and growth parameters of *Tibouchina pulchra* Cogn. exposed to air and soil pollution near the industrial complex of Cubatão, Brazil. *Science of the Total Environment* **246**:79-91.
- KRUPNICK, G. A., e WEIS, A. E. 1999. The effect of floral herbivory on male and female reproductive success in *Isomeris arborea*. *Ecology* **80**:135-149.
- KRUPNICK, G. A., WEIS, A. E. e CAMPBELL, D. R. 1999. The consequences of floral herbivory for pollinator service to *Isomeris arborea*. *Ecology* **80**:125-134.
- LANDOLT, P. J., e SMITHHISLER, C. L. 2003. Characterization of the floral odor of Oregongrape: Possible feeding attractants for moths. *Northwest Science* **77**:81-86.
- MASOOD, E., e GARWIN, L. 1998. Costing the Earth: when ecology meets economics. *Nature* **395**:426-427.
- MORAES, F. T. 2000. Borboletas (Lepidoptera) com indicadores de sucesso de reabilitação de áreas degradadas por mineração de bauxita em Poços de Caldas, MG. Monografia. Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, SP.
- MUCHHALA, N., e JARRIN, V. 2002. Flower visitation by bats in cloud forests of western Ecuador. *Biotropica* **34**:387-395.
- MYERS, N. 1996. Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the* **93**:2764-2769.
- MYERS, N. 2000. On the edge: Living with global capitalism. *Nature* **404**:124.
- NAPPO, M. E., FONTES, M. A. L. e FILHO, A. T. O. 1999. Seqüência amostral e análise do tamanho de parcelas para o estudo da regeneração natural do sub-bosque de

- povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., em área minerada, em Poços de Caldas, MG. Revista Árvore 23:443-453.
- NAPPO, M. E., FONTES, M. A. L. e FILHO, A. T. O. 2000. Regeneração natural em sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., implantados em áreas mineradas, Poços de Caldas - MG. Revista Árvore 24:297-307.
- NOGUEIRA-COUTO, R. H., COSTA, J. A., SILVEIRA, R. C. M. e COUTO, L. A. 1992. Polinização de *Crotalaria juncea* por abelhas nativas. Ecosistema 17:12-16.
- OLIVEIRA, P. E. 1996. Biologia floral de *Salvertia convallariodora* (Vochysiaceae): Uma espécie de cerrado polinizada por mariposas. Revista Brasileira de Botânica 19:49-53.
- OSAKI, M., WATANABE, T. e TADANO, T. 1997. Beneficial effect of aluminum on growth of plants adapted to low pH soils. Soil Science and Plant Nutrition 43:551-563.
- PROCTOR M., YEO, P. e LACK, A. 1996. The natural history of pollination. Timber Press, Portland, Oregon.
- PYKE, G. H. 1978. Optimal foraging in bumblebees and coevolution with their plants. Oecologia (Berlin) 36:281-293.
- RAGUSO, R. A., e WILLIS, M. A. 2002. Synergy between visual and olfactory cues in nectar feeding by naive hawkmoths, *Manduca sexta*. Animal Behavior 64:685-695.
- RENNER, S. S. 1983. Pollination and breeding systems in some Central Amazonian Melastomataceae. in Ed.INRA Publ., Versailles, França.Pg. 27-30
- RICHARDS A. J. 1986. Plant breeding systems. Allen & Unwin, London.
- ROUBIK, D. W. 1982. The ecological impact of nectar-robbing bees and pollinating hummingbirds on a tropical shrub. Ecology 63:354-360.
- SAZIMA, M., FABIÁN, M. E. e SAZIMA, I. 1982. Polinização de *Luheae speciosa* (Tiliaceae) por *Glossophaga soricina* (Chiroptera, Phyllostomidae). Revista Brasileira de Biologia 42:505-513.
- SAZIMA, M., e SAZIMA, I. 1975. Chiropterofilia em *Lafoensia pacari* St Hil (Lythraceae) na Serra do Cipó, Minas Gerais. Ciência e Cultura 27:405-416.

- SAZIMA, M., e SAZIMA, I. 1988. *Helicteres ovata* (Sterculiaceae), pollinated by bats in southeastern Brazil. *Botanica Acta* **101**:269-271.
- SAZIMA, M., e SAZIMA, I. 1989. Oil gathering bees visit flowers of eglandular morphs of the oil-producing Malpighiaceae. *Botanica Acta* **102**:106-111.
- SAZIMA, M., SAZIMA, I. e BUZATO, S. 1994. Nectar by day and night: *Siphocampylus sulfureus* (Lobeliaceae) pollinated by hummingbirds and bats. *Plant Systematics and Evolution* **191**:237-246.
- SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I., e GOTTSBERGER, G. 1988. A polinização de plantas do cerrado. *Revista Brasileira de Biologia* **48**:651-663.
- VAN BAARLEN, P., VERDUIJN, M. e VAN DIJK, P. J. 1999. What can we learn from natural apomicts? *Trends in Plant Science* **4**:43-44.
- VAN DIJK, P. J., e VAN DAMME, J. V. 2000. Apomixis technology and the paradox of sex. *Trends in Plant Science* **5**:81-84.
- VIEIRA, M. F., CARVALHO-OKANO, R. M. D. e SAZIMA, M. 1991. The common opossum, *Didelphis marsupialis*, as a pollinator of *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae). *Ciência e Cultura* **43**:390-393.
- VOGEL, S., e WESTERKAMP, C. 1991. Pollination: An Integrating Factor of Biocenoses. in A. Seitz, and V. Loeschcke editors. *Species Conservation: A Population Biological Approach*.Pg. 159-170
- WILLIAMS, N. H., e DODSON, C. H. 1972. Selective attraction of male euglossine bees to orchid floral fragrances and its importance in long distance pollen flow. *Evolution* **26**:84-95.
- WILLIAMS, N. H., e WHITTEN, W. M. 1983. Orchid floral fragrances and male euglossine bees: Methods and advance in the last sesquidecade. *Biological Bulletin* **164**:355-395.

CAPÍTULO 1

ASPECTOS DA ECOLOGIA FLORAL DE ESPÉCIES DE MELASTOMATACEAE: POLINIZAÇÃO E HERBIVORIA

INTRODUÇÃO

Das flores tipicamente polinizadas por abelhas, há um grupo que está adaptado a espécies que realizam polinização por vibração, apresentando como recompensa principal o pólen. Geralmente essas flores possuem anteras proeminentes, com deiscência poricida, às vezes formando um cone no centro da flor. As abelhas que as polinizam vibram os músculos torácicos fazendo com que o pólen, que é seco e pulverulento, saia pelos poros no ápice da antera (BUCHMANN, 1983). Este mesmo autor reconheceu 64 famílias de dicotiledôneas e 8 famílias de monocotiledôneas como possuidoras de pelo menos um táxon cujas anteras são poricidas e, portanto, potencialmente polinizadas por vibração. Dentre essas famílias destacam-se Solanaceae e Melastomataceae.

Os polinizadores são atraídos primariamente pela cor, forma e perfume das flores, de modo que a sua atratividade é essencial para que elas sejam identificadas durante o forrageio (NEAL *et al.*, 1998). Algumas abelhas, principalmente as operárias de espécies sociais, apresentam uma alta fidelidade floral durante o forrageio (CRESSWELL, 2000; WHITE *et al.*, 2001), o que significa que a cada viagem essas abelhas visitam preferencialmente flores da mesma espécie, aumentando a probabilidade de que efetivamente ocorra a polinização.

De modo geral, os levantamentos de abelhas em flores sugerem que a especialização é rara nos ecossistemas tropicais (WASER & PRICE, 1993). É comum o uso de várias espécies vegetais por uma espécie de abelha, bem como uma planta ser visitada por várias espécies de abelhas (VIANA, 1999). No entanto, podem ocorrer, com frequência, as chamadas relações preferenciais. Nestas relações, algumas plantas são mais

intensamente visitadas por determinadas espécies de abelhas, que formam guildas especializadas em determinados tipos de recursos. Relações deste tipo podem ser oriundas de pressões seletivas dos polinizadores com relação às plantas ou vice-versa (ARMBRUSTER *et al.*, 1993), fazendo com que algumas espécies sejam consideradas seus polinizadores efetivos, ou, pelo menos, mais eficientes (ARMBRUSTER *et al.*, 1993; COMPTON *et al.*, 1994).

Do ponto de vista teórico, as plantas cujo processo de reprodução está preferencialmente associado a processos como a autopolinização, devem investir menos na atração de polinizadores (LLOYD, 1987; CHARLESWORTH & CHARLESWORTH, 1987). Para espécies que dependem de visitantes florais para polinização, seria predito um aumento da produção de pólen, o aumento de nectários, bem como um potencial aumento de outras estrutura atrativas, como o tamanho e cor da corola (DELPH *et al.*, 1996).

Dentro da família Melastomataceae, a principal recompensa é o pólen, mas existem algumas espécies que produzem óleos, como *Memecylon* (que ocorre nos paleotrópicos) e *Mouriri* e *Votomita* (que ocorrem nos neotrópicos), todas pertencentes à tribo Memecyleae (BUCHMANN & BUCHMANN, 1981), e algumas espécies produzem néctar (RENNER, 1983b). Recentemente a tribo Memecyleae foi elevada a família, mas é considerada o grupo irmão de Melastomataceae com posição mais basal na sua filogenia (RENNER & MEYER, 2001). Nem todas as espécies de Melastomataceae são polinizadas por insetos, sendo pelo menos uma espécie Costa-riquenha, *Blakea penduliflora*, polinizada por roedores (LUMER, 1980; LUMER & SCHOER, 1986).

No entanto, sabe-se que apesar da família Melastomataceae ser caracterizada principalmente pela síndrome de polinização por vibração, muitas espécies não necessitam de polinização para que haja produção de frutos, reproduzindo-se assexuadamente por agamospermia (RENNER, 1983b; GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998; MELO *et al.*, 1999; GOLDENBERG & VARASSIN, 2001). A agamospermia nessa família ocorre predominantemente na tribo Miconieae, aparentando estar ligada a fatores filogenéticos (GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998). Por outro lado, RENNER (1983b) sugere que a

agamospermia esteja associada a ambientes de floresta primária, baseado em sua amostra na Amazônia Central. GOLDENBERG & SHEPHERD (1998) não sustentam a possibilidade de associação entre tipo de ambiente e ocorrência de agamospermia.

No Brasil, existem várias espécies de Melastomataceae que apresentam esse tipo de reprodução, com ocorrências registradas no Cerrado (GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998), Floresta Atlântica do Sudeste (GOLDENBERG & VARASSIN, 2001), Floresta Atlântica do Nordeste (MELO *et al.*, 1999) e Amazônia (RENNER, 1983b).

Já outras espécies dessa família, por exemplo as pertencentes à tribo Melastomeae, como as do gênero *Tibouchina* estudados até o momento (RENNER, 1983b; GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998; GOLDENBERG & VARASSIN, 2001), necessitam de um vetor de pólen para que haja a produção de frutos. Algumas espécies, como *Melastoma affine* (GROSS, 1993a), são auto-incompatíveis, aumentando ainda mais a necessidade dessa relação mutualística. Extrapolando as características ecológicas das espécies atuais, poderíamos dizer que o ancestral comum de Melastomeae e seu grupo irmão Microlicieae, deveriam ser arbustos característicos de áreas abertas com flores polinizadas por abelhas (RENNER & MEYER, 2001).

Nesta família ocorrem frutos secos e carnosos, que, por sua vez, devem ter surgido independentemente pelo menos quatro vezes, podendo apresentar inclusive variação intragenérica (*Melastoma*), e não apresentam nenhum tipo de relação com a sua filogenia (CLAUSING *et al.*, 2000). No entanto, segundo RENNER & MEYER (2001), a tribo Melastomeae, com exceção de algumas espécies paleotropicals, como as do gênero *Melastoma*, possuem sementes dispersas pelo vento. A tribo Miconieae, uma das mais bem representadas no domínio neotropical, é uma das tribos com posição filogenética mais basal e predominantemente dispersa por animais (RENNER *et al.*, 2001).

Pode ser que a produção de frutos carnosos tenha sido favorecida em ambientes semelhantes às florestas, onde os frutos secos rapidamente apodrecem. Nesses ambientes, a abundância de dispersores pode ter favorecido o surgimento de frutos carnosos, podendo

levar a uma dispersão das sementes mais eficaz e a maiores distâncias (CLAUSING *et al.*, 2000).

Por outro lado, o aparecimento de frutos secos pode ter sido favorecido em áreas onde a dispersão de sementes por fatores abióticos fosse facilitada, como em áreas abertas onde ocorre facilmente dispersão pelo vento, ou então em áreas onde os dispersores estavam em baixa abundância ou desapareceram (STILES & ROSSELLI, 1993). Essas condições fizeram parte da história evolutiva da família Melastomataceae principalmente no Mioceno, onde o clima mais frio teria privilegiado o desenvolvimento em ambientes abertos, e foi exatamente um momento de irradiação na tribo Melastomeae (RENNER & MEYER, 2001).

Quando se trata da produção de frutos, muitas vezes a única relação estudada é a de polinização, enquanto outras interações ecológicas, como a herbivoria floral são ignoradas. Ela pode interferir na reprodução das plantas de dois modos: diretamente, quando há o consumo dos órgãos reprodutivos, ou, indiretamente, pela diminuição da atratividade de polinizadores, por redução do seu tamanho e simetria, já que eles estão condicionados pela morfologia floral (NEAL *et al.*, 1998). Segundo MALO *et al.* (2001), a florivoria pode ser afetada pela intensidade de perturbação ambiental ou pelo nível de fragmentação dos ecossistemas. Assim sendo, deveríamos encontrar diferentes níveis de herbivoria floral em áreas em recuperação por métodos que favorecem mais ou menos a sucessão ecológica. É esperado que em processos de recuperação de áreas degradadas cujo plantio favorece o processo de sucessão (como plantios mistos de plantas nativas), atinjam níveis de complexidade estrutural mais rapidamente que áreas onde são plantadas monoculturas (p.e. *Eucalyptus*).

A hipótese de concentração de recursos (ROOT, 1973) sugere que herbívoros busquem áreas onde os recursos estejam concentrados. Essa concentração pode estar relacionada ao tamanho da mancha de recurso no ambiente, à proximidade entre manchas e à quantidade de energia presente no recurso (LONG *et al.*, 2003). Neste sentido, esta teoria pode ser considerada apenas uma consequência da teoria de forrageamento ótimo

(CHARNOV, 1976; PYKE, 1984), sugerindo que herbívoros devem ficar mais tempo em manchas mais produtivas e que a distância entre manchas também ajuda a determinar o momento ótimo para saída da mancha. Numa escala mais local, as flores e as inflorescências podem ser consideradas manchas para herbívoros florais, de modo que seu tamanho e disposição e a distribuição espacial das plantas podem ser fatores determinantes da intensidade de herbivoria.

Um outro aspecto teórico a ser considerado no tratamento da questão da polinização é a existência de restrições de diversos tipos que podem determinar uma solução sub-ótima para determinadas espécies. Pode-se supor que cada indivíduo não dispõe de recursos ilimitados e, da mesma forma, a quantidade de energia é finita. Sendo assim, a evolução não privilegia simplesmente indivíduos que representem o ótimo para determinada função, mas, possivelmente, indivíduos que apresentem uma regra de alocação ótima de recursos (SIH, 1980). É possível que processos como a polinização e a dispersão representem sistemas que competem por recursos dentro de cada indivíduo. Alguns modelos avaliando qual a estratégia evolutivamente estável para a variação de atratividade a visitantes florais incluem implicitamente essas restrições, mas não testam explicitamente seu efeito (SAKAI, 2000) Uma forma ótima de alocação de recursos também pode significar que um maior investimento em um desses processos pode estar associado à diminuição no investimento (e potencialmente no sucesso) do outro.

OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho foram testar as seguintes hipóteses:

1. Os polinizadores podem ser um fator limitante à produção de frutos para espécies de Melastomataceae. Esta hipótese será denominada “hipótese da dependência de polinizadores”;
2. Plantas com maior investimento em características florais, como tamanho e cor de pétalas, têm maior riqueza de espécies visitantes. Nesta hipótese estaremos considerando que o tamanho e a cor das pétalas é suficiente para determinar a atratividade floral. Esta hipótese será denominada “hipótese da atratividade floral”.
3. Plantas com inflorescências plurifloras são mais herbivoradas que plantas com inflorescências parvifloras. Maiores concentrações de recursos atraem mais herbívoros. Esta hipótese será referida como “hipótese da concentração de recursos”;
4. Pressupondo que a quantidade total de energia disponível na reprodução das plantas é limitada, plantas com maior investimento em dispersão de frutos podem ter limitado seu investimento potencial em polinização. Esta hipótese será aqui denominada “hipótese da alocação restritiva”;

METODOLOGIA

Espécies de plantas estudadas

Foram estudadas dez espécies de Melastomataceae:

- i) Tribo Miconieae: *Leandra melastomoides* Raddi, *Leandra aurea* (Cham.) Cogn., *Leandra L. xanthocoma* (Naudin) Cogn, *Leandra* sp1, *Miconia theaezans* (Bonpl.) Cogn., *Miconia ligustroides* (DC.) Naudin;
- ii) Tribo Melastomeae: *Tibouchina sellowiana* (Cham.) Cogn., *Tibouchina heteromalla* (Don) Cogn., *Tibouchina fothergillae* (DC.) Cogn., e *Tibouchina cf. herbacea* (DC.) Cogn.

Foram preparadas exsicatas das espécies em estudo, que estão depositadas no Herbário da Universidade Federal de Viçosa (VIC).

Alguns aspectos da história natural de algumas espécies de Melastomataceae da região de Poços de Caldas, MG, como época de floração, frutificação e número de flores por inflorescência, foram tomados através de observações de campo ou consulta bibliográfica (BALDASSARI, 1988). A taxa de viabilidade do pólen foi verificada através de coloração com carmim acético, de acordo com RICHARDS (1986), com o objetivo de obter um indicativo para a ocorrência de agamospermia. Este método já foi utilizado com sucesso em (GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998) onde os dados de viabilidade de pólen apresentaram o mesmo resultado obtido para experimentos de retirada do estigma. Foram consideradas potencialmente agamospérmicas, neste trabalho, plantas com viabilidade de pólen inferior a 25%.

Hipótese da dependência de polinizadores

Para testar se os polinizadores poderiam ser um fator limitante à produção de frutos em Melastomataceae, foram selecionados indivíduos floridos, de modo que cada planta de porte arbustivo ou arbóreo, tivesse duas inflorescências marcadas, sendo uma ensacada (isolado de polinizadores) e a outra não (expostos a polinizadores). Para as espécies de pequeno porte, onde não era possível obter duas inflorescências no mesmo indivíduo, cada indivíduo foi considerado uma amostra independente, sendo uns ensacados e outros não. As inflorescências ou indivíduos foram marcados com fitas coloridas, com um código específico para a espécie e para o indivíduo.

Para cada espécie, procurou-se ter um mínimo de 20 indivíduos por área. O número de flores nos ramos marcados e o número de frutos produzidos foram contados. A proporção de flores que viraram frutos nos ramos ensacados e nos ramos não ensacados foi utilizada para determinar a importância relativa dos agentes polinizadores.

Para verificar se a presença do polinizador apresenta alguma influência na proporção de frutos produzidos nas espécies de Melastomataceae foi feito um Teste de t para amostras dependentes. Para espécies em que não foi possível encontrar duas inflorescências no mesmo indivíduo, utilizamos Teste t para amostras independentes (ZAR, 1999).

Como um dos ramos era ensacado e o outro não, parte do efeito da polinização poderia não ser detectado devido a herbivoria diferencial entre as inflorescências. Para testar o efeito do ensacamento das inflorescências sobre as taxas de herbivoria, o que comprometeria a análise sobre polinização, foi feito o teste do Sinal, um teste não paramétrico para verificar se as proporções médias de herbivoria nas inflorescências ensacadas e não ensacadas eram iguais (ZAR, 1999).

Hipótese da concentração de recursos

Foram tomadas medidas de herbivoria floral para todas as espécies estudadas. Nas espécies de inflorescências plurifloras foi analisada a herbivoria por inflorescência ensacada e não ensacada, de modo categórico, relatando apenas presença ou ausência de herbivoria. Para as espécies cujas inflorescências são parvifloras ou unifloras, em vários indivíduos foi estabelecida a proporção de flores danificadas em dez flores, arbitrariamente.

Para verificar as prováveis relações entre a presença/ausência de herbivoria nas inflorescências (variável dependente qualitativa) e o número de flores por inflorescências (variável independente quantitativa), foi utilizado o modelo de regressão logística de acordo com HOSMER & LEMESHOW (1989). Foi feita uma regressão linear entre a proporção média de herbivoria e o número de flores por inflorescência (ZAR, 1999), utilizando cada espécie como réplica.

Hipótese da alocação restritiva

A importância de agentes polinizadores para a produção de frutos nas várias espécies tem metodologia descrita em *Hipótese da dependência de polinizadores*. Os tipos de frutos das espécies foram avaliados como sendo atrativos (para frutos carnosos) ou não (para frutos secos) a dispersores. Esta variável foi utilizada para determinar o investimento em dispersão e a determinação do tipo de fruto foi feita a partir de dados de literatura e complementada através de observações de campo.

Foram utilizadas espécies deste estudo e espécies utilizadas por outros autores (Dados obtidos em GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998; GOLDENBERG & VARASSIN, 2001, Tabela 1) onde os dados necessários para esta comparação puderam ser obtidos. Em vinte e três espécies da Tribo Miconieae e sete da Tribo Melastomeae, foram medidas a proporção de frutos formados na presença e na ausência de polinizadores através

de testes de autopolinização espontânea e controle numa mesma planta. O investimento em polinização foi obtido através da diferença entre a proporção de frutos formados nesses tratamentos.

O investimento em dispersão foi avaliado categoricamente de acordo com o tipo de fruto produzido, podendo ser atrativo (carnoso) ou não (seco) a dispersores. Foi feita uma regressão logística para testar a existência de uma relação entre investimento em polinização (variável dependente quantitativa) e em dispersão (variável independente categórica).

Tabela 1. Espécies de Melastomataceae utilizadas para a análise de regressão logística e seu tipo de reprodução.

Fonte	Reprodução Assexuada (Agamospermia)	Reprodução sexuada
(GOLDENBERG & VARASSIN, 2001)	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	<i>L. dasytricha</i> (A. Grey.) Cogn.
	<i>L. melastomoides</i> Raddi.*	<i>L. regnellii</i> (Triana) Cogn.
	<i>L. purpurascens</i> (DC.) Cogn.	<i>M. pusilliflora</i> (DC.) Naudin
	<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	<i>Tibouchina cerastifolia</i> (Naudin) Cogn.*
	<i>M. latecrenata</i> (DC.) Naudin	<i>T. sellowiana</i> (Cham.) Cogn. *
	<i>Ossaea amigdaloides</i> (DC.) Triana	<i>T. semidecandra</i> (DC.) Cogn.
	<i>O. confertiflora</i> (DC.) Triana	
(GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998)	<i>Leandra lacunosa</i> Cogn*	<i>M. langsdorffii</i> Cogn.
	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	<i>M. pepericarpa</i> Mart. ex DC.
	<i>M. fallax</i> DC.	<i>M. minutiflora</i> (Bonpl.) DC.
	<i>M. ligustroides</i> (DC.) Naudin	<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn
	<i>M. pohliana</i> Cogn.	
	<i>M. rubiginosa</i> Bonpl. DC.	
	<i>M. stenostachya</i> DC.	

* - Estas espécies também foram estudadas no presente trabalho. *Tibouchina cerastifolia* corresponde à *T. cf. herbacea* e *L. lacunosa* à *L. aurea* deste trabalho.

Hipótese da atratividade floral

As coletas de abelhas em flores das espécies estudadas, exceto para *M. theaezans* e *T. heteromalla*, foram realizadas principalmente no período entre 8:30 até 15:30 horas, com poucas amostras no período entre 6:30 até 8:00 horas. Cada cinco minutos de coleta em uma planta foi considerado uma amostra. Este procedimento foi repetido em plantas escolhidas arbitrariamente dentro de cada local de estudo, incluindo a mata.

As abelhas foram capturadas com rede entomológica e imediatamente sacrificadas em câmara com acetato de etila. Os indivíduos foram guardados em frascos individuais etiquetados, com identificação da réplica, horário e método de recuperação da área. Posteriormente, as abelhas foram montadas e identificadas. Entre as coletas quantitativas, foi feita a observação do comportamento dos visitantes nas flores.

A atratividade floral das guildas de plantas foi determinada pelo tamanho e coloração das flores, considerando flores pequenas e sem coloração como sendo não atrativas, e flores grandes e com coloração como sendo atrativas. Pode ser que em plantas com inflorescências de flores pequenas a atratividade não seja devida às flores individualmente, mas à inflorescência como um todo. Além disso, pode ser também que a atratividade geral da planta (de todas as inflorescências) e ou da sua disposição espacial e altura importem mais do que cada flor para que a planta se torne atrativa. Não foi possível estimar nenhuma dessas características, por isso, neste trabalho, quando se tratar da atratividade, levar-se-á em conta a atratividade de cada flor, apenas.

A taxa de visitação por polinizadores foi determinada através da utilização do intervalo de confiança (ZAR, 1999) obtido para a riqueza e abundância por amostra *versus* atratividade das espécies. Foi feita, também, uma estimativa do número de visitantes por espécie, utilizando o procedimento Jackknife através do programa EstimateS (COLWELL, 2000). A riqueza de espécies de uma comunidade é sempre estimada com vícios e o procedimento Jackknife foi escolhido por representar uma técnica mais eficiente de corrigir esses vícios (COLWELL & CODDINGTON, 1994).

As abelhas foram depositadas na coleção de abelhas do Museu de Entomologia da Universidade federal de Viçosa e na coleção do Laboratório de Ecologia e Sistemática da Universidade Federal de Minas Gerais.

RESULTADOS

Importância da polinização

Para a maioria das espécies pertencentes aos gêneros *Leandra* e *Miconia*, exceto para *Leandra* sp.1 e *M. theaezans*, a polinização não foi importante para o aumento da produção de frutos (Tabela 2), sendo que na maioria dos casos em que o Teste t foi significativo, ao contrário do que era esperado, o número de frutos foi maior nas flores isoladas de polinizadores, levando à possibilidade de que o saco de exclusão poderia estar protegendo as flores e os frutos de uma possível herbivoria, diminuindo o efeito detectável de polinização. Para testar se isso estava ocorrendo foi feito o Teste do sinal, que indica se a proporção média com que a herbivoria ocorre nos ramos com e sem saco de exclusão são iguais, refletindo a ausência dessa interferência (Tabela 3).

Já para as espécies do gênero *Tibouchina*, a polinização foi essencial para a formação de frutos, sendo que em alguns casos a proporção de frutos produzidos em flores isoladas de polinizadores foi menor que 5% (Tabela 2). As espécies *M. theaezans*, *M. ligustroides* e *T. heteromalla* apresentaram um número pequeno de amostras devido à sua baixa abundância nos locais de estudo.

As espécies do gênero *Leandra* e a espécie *T. heteromalla* apresentaram uma alta taxa de frutificação mesmo na ausência de polinizadores quando comparado com a maioria das espécies de *Tibouchina*, o que é um forte indicativo da ocorrência de agamospermia, já relatado para muitas espécies do gênero *Leandra*. A possibilidade de ocorrência de autopolinização espontânea foi excluída devido à morfologia das anteras dessas espécies,

que são porcidas. No entanto, ela pode estar ocorrendo ainda que em taxas muito baixas e seriam necessários outros tipos de testes para verificar esta possibilidade.

Tabela 2. Frutificação de espécies de Melastomataceae na presença e na ausência de polinizadores. Foram utilizados Testes t. Média e Desvio Padrão (*s*) estão em porcentagem, *n* é o número total de amostras para cada caso, *gl* é o grau de liberdade (em negrito as médias que foram maiores e os resultados significativos pelo teste estatístico).

Espécies	Com polinização		Sem polinização		n	t	gl	p
	Média (%)	S (%)	Média (%)	S (%)				
<i>L. aurea</i>	13,0	22,0	26,9	32,6	13	-2,265	12	0,043
<i>L. melastomoides</i>	55,3	34,0	59,1	41,8	51	-0,562	50	0,577
<i>L. xanthocoma</i>	14,2	30,4	29,1	33,6	21	-3,197	20	0,005
<i>Leandra</i> sp1	39,9	35,5	29,1	31,6	20	2,086	19	0,051
<i>M. ligustroides</i>	21,8	19,2	27,5	34,4	7	-0,552	6	0,601
<i>M. theaezans</i>	54,0	24,2	13,0	24,8	5	5,532	4	0,005
<i>T. herbacea</i> *	68,5	40,1	28,5	35,3	23	3,357	44	<0,001
<i>T. heteromalla</i> *	22,0	11,3	4,6	10,0	6	2,817	10	0,019
<i>T. fothergillae</i>	31,8	20,5	0,9	2,7	26	7,594	25	<0,001
<i>T. sellowiana</i>	39,8	36,8	2,1	5,7	49	6,913	48	<0,001

* Teste t para amostras independentes

Tabela 3. Verificação da proporção média de herbivoria floral, para avaliar se ela é maior no ramo sem saco de exclusão (*expostas* a polinizadores) do que no ramo com saco de exclusão (*isoladas* de polinizadores). Foi utilizado o teste do sinal, *n* é o número de réplicas e *Z* é o valor da estatística do teste (em negrito os resultados significativos pelo teste estatístico).

Espécies	Isoladas	Expostas	n	Z	p
<i>L. aurea</i>	76,9	76,9	13	0,000	1,000
<i>L. melastomoides</i>	53,6	37,5	56	1,940	0,052
<i>L. xanthocoma</i>	61,5	38,5	26	1,336	0,181
<i>Leandra</i> sp1	62,1	50,0	28	0,667	0,505
<i>M. ligustroides</i>	50,0	10,0	10	1,500	0,134
<i>M. theaezans</i>	37,5	0,0	8	1,154	0,248

Um outro fator que indica a ocorrência de agamospermia é a esterilidade masculina, avaliada pela proporção de pólen viável. Esta viabilidade foi muito baixa (menor que 25%), corroborando a hipótese de agamospermia nas espécies do gênero *Leandra* estudados, o contrário do que ocorreu com a maioria das espécies de *Tibouchina* (Figura 1). A espécie *M. theaezans* (n=5) necessita de mais amostras para avaliação, mas os dados atuais sugerem que ela também possui alta taxa de viabilidade, o que diverge (mas não refuta) da hipótese de que existe uma tendência filogenética para a ocorrência de agamospermia. A espécie *T. heteromalla* se distinguiu das outras espécies do mesmo gênero no que se refere à viabilidade polínica, mas como o nível de frutificação na ausência de polinizadores foi muito baixo (Figura 1), ela não será considerada agamospérmica.

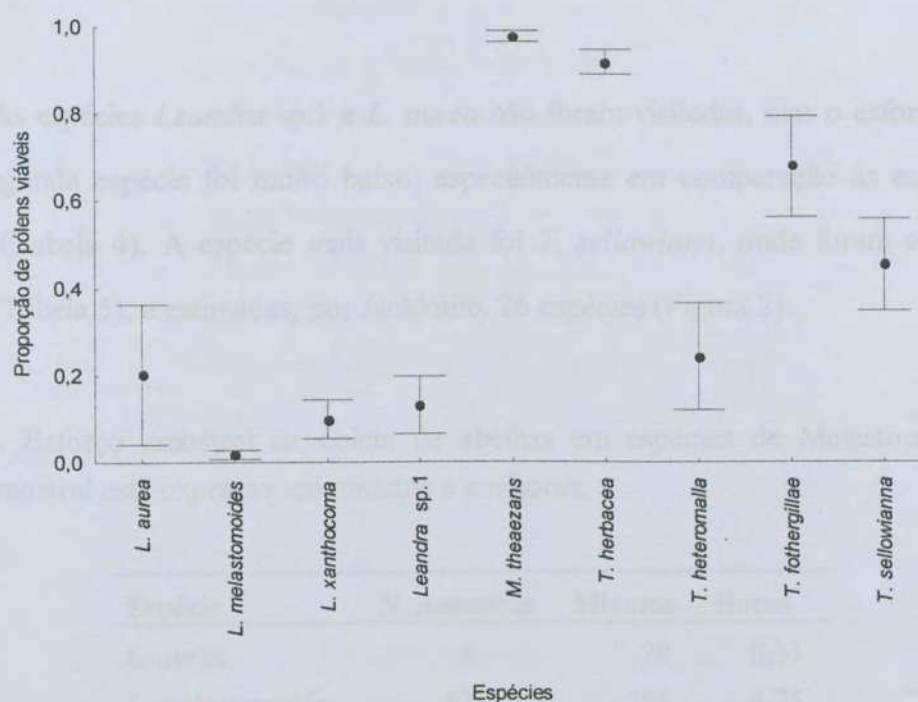


Figura 1. Proporção de pólen viável para as espécies estudadas de Melastomataceae estudadas. Os pontos representam as médias e as barras o intervalo de confiança.

Visitantes florais e atratividade

Foram coletadas 31 espécies de abelhas visitantes de Melastomataceae (Tabela 5), sendo que a maioria delas é capaz de vibrar os estames, podendo potencialmente polinizá-las. A espécie *Trigona spinipes* foi observada diversas vezes coletando pólen nas anteras de *T. sellowiana*, causando danos. As operárias desta espécie cortavam o ápice da antera e coletavam o pólen com a mandíbula, passando-o depois para a corbícula. Quando elas não mais conseguiam atingir o pólen, cortavam outro pedaço da antera e continuavam.

As espécies de abelha do gênero *Zikanapis* são consideradas de hábito crepuscular ou noturno, mas foram coletados vários indivíduos de *Z. zikani* entre 6:25 e 8:10 da manhã. Foi coletado um indivíduo de *Exomalopsis (Diomalopsis) bicellularis* forrageando na espécie *L. xanthocoma*. Este é o primeiro registro de sua ocorrência no estado de Minas Gerais.

As espécies *Leandra* sp.1 e *L. aurea* não foram visitadas, mas o esforço amostral para a segunda espécie foi muito baixo, especialmente em comparação às espécies mais visitadas (Tabela 4). A espécie mais visitada foi *T. sellowiana*, onde foram coletadas 16 espécies (Tabela 5), e estimadas, por Jackknife, 26 espécies (Figura 2).

Tabela 4. Esforço amostral de coleta de abelhas em espécies de Melastomataceae. O esforço amostral está expresso em minutos e em horas.

Espécie	N. Amostras	Minutos	Horas
<i>L. aurea</i>	4	20	0,33
<i>L. melastomoides</i>	57	285	4,75
<i>L. xanthocoma</i>	13	65	1,08
<i>Leandra</i> sp.1	37	185	3,08
<i>M. ligustroides</i>	48	240	4,00
<i>T. fothergillae</i>	203	1015	16,92
<i>T. herbacea</i>	71	355	5,92
<i>T. sellowiana</i>	281	1405	23,42

Tabela 5. Visitantes florais das espécies de Melastomataceae e sua abundância (N-número de indivíduos). (Continuação)

Espécie	Visitantes florais	N
<i>L. melastomoides</i>	Apidae	
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	1
<i>L. xanthocoma</i>	Apidae	
	<i>Exomalopsis (Diomalopsis) bicellularis</i> Michener & Moure, 1957	1
<i>T. zillwiana</i>	Halictidae	
	<i>Augochloropsis</i> cfr. <i>brachycephala</i> Moure, 1943	1
	<i>Augochloropsis</i> sp.1	1
	Apidae	
	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	20
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	3
	<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	1
<i>M. ligustroides</i>	Halictidae	
	<i>Augochloropsis</i> sp.1	3
	<i>Augochloropsis</i> sp.3	1
	<i>Augochloropsis</i> sp.4	1
	<i>Neocorynura</i> sp.	1
	Andrenidae	
	<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807	2
<i>T. fothergillae</i>	Apidae	
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	3
	<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> Swederus, 1787	2
	<i>Epicharis (Cyphepicharis) morio</i> Friese, 1924	2
	<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	15
	<i>Thygater (Thygater) palliventris</i> (Friese, 1908)	1
	<i>Trigonopedia</i> sp.	11
	Colletidae	
<i>Zikanapis zikani</i> (Friese, 1925)	1	

Continua

Tabela 5. Visitantes florais das espécies de Melastomataceae e sua abundância (N-número de indivíduos). (Continuação)

Espécie	Visitantes florais	N
<i>T. fothergillae</i>	Halictidae	
	<i>Augochloropsis patens</i> (Vachal, 1903)	1
	<i>Augochloropsis</i> sp.1	1
	<i>Augochloropsis</i> sp.2	1
<i>T. sellowiana</i>	Apidae	
	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	1
	<i>Bombus (Fervidobombus) atratus</i> Franklin, 1913	3
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	7
	<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> (Swederus, 1787)	20
	<i>Centris (Melacentris) confusa</i> Moure, 1960	3
	<i>Epicharis (Anepicharis) djeanii</i> Lepeletier, 1841	1
	<i>Melipona bicolor</i> Lepeletier, 1836	1
	<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	2
	<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	29
	<i>Thygater (Thygater) analis</i> (Lepeletier, 1841)	2
	<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	18
	<i>Trigonopedia</i> sp	6
	<i>Xylocopa (Neoxylocopa) brasilianorum</i> (Linnaeus, 1767)	2
	Colletidae	
	<i>Zikanapis zikani</i> (Friese, 1925)	8
	Halictidae	
	<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	1
<i>T. herbacea</i>	Apidae	
	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1958	1
	<i>Bombus (Fervidobombus) atratus</i> Franklin, 1913	1
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	3
	<i>Trigonopedia</i> sp	1
	Halictidae	
	<i>Augochloropsis patens</i> (Vachal, 1903)	1
<i>Augochloropsis</i> sp.5	1	

A espécie de Melastomataceae com maior riqueza estimada pelo procedimento Jackknife foi *T. sellowiana*, seguida por *T. fothergillae*, *M. ligustroides* e *T. herbacea*, que foram estatisticamente significativas. As espécies *L. xanthocoma* e *L. melastomoides* tiveram a menor estimativa para o número de espécies de abelhas visitantes (Figura 2).

No entanto, houve uma grande diferença de esforço amostral entre as espécies, expresso por uma relação linear significativa entre o número de espécies estimadas e o número de horas de coleta ($R^2=0,738$, $F_{(1,6)}=16,978$, $p=0,006$). Para retirar este efeito, foi utilizado o resíduo dessa análise em função da atratividade, já que o resíduo de uma análise de regressão linear é a parte da variação dos dados que não foi explicado pela regressão. O resultado desta análise mostrou que não existe efeito da atratividade afetando a riqueza de espécies visitantes ($t=0,490$, $gl=6$, $p=0,641$).

Já a abundância de visitantes por amostra variou muito. A espécie *L. xanthocoma* foi quem mostrou maior amplitude de variação (intervalo de confiança), sendo estatisticamente igual a todas as outras. *L. melastomoides* foi a que teve menor abundância, *M. ligustroides* e *T. sellowiana* foram as de maior abundância por amostra (Figura 3).

Quando excluímos as espécies de abelhas que poderiam causar um efeito significativo pela sua abundância e por não serem polinizadoras, *A. mellifera*, *T. spinipes* e *P. subnuda*, o efeito da abundância diminui para *T. sellowiana*, que continua tendo, junto de *M. ligustroides*, a maior abundância de abelhas por amostra, mas com média e intervalo de confiança mais reduzido (Figura 4). Como não existiu um efeito do esforço amostral ($R^2=0,317$, $F_{(1,6)}=4,257$, $p=0,084$), foi testado diretamente a relação entre a abundância de abelhas e a atratividade, mas essa relação não é estatisticamente significativa ($t=0,142$; $gl=6$; $p=0,891$).

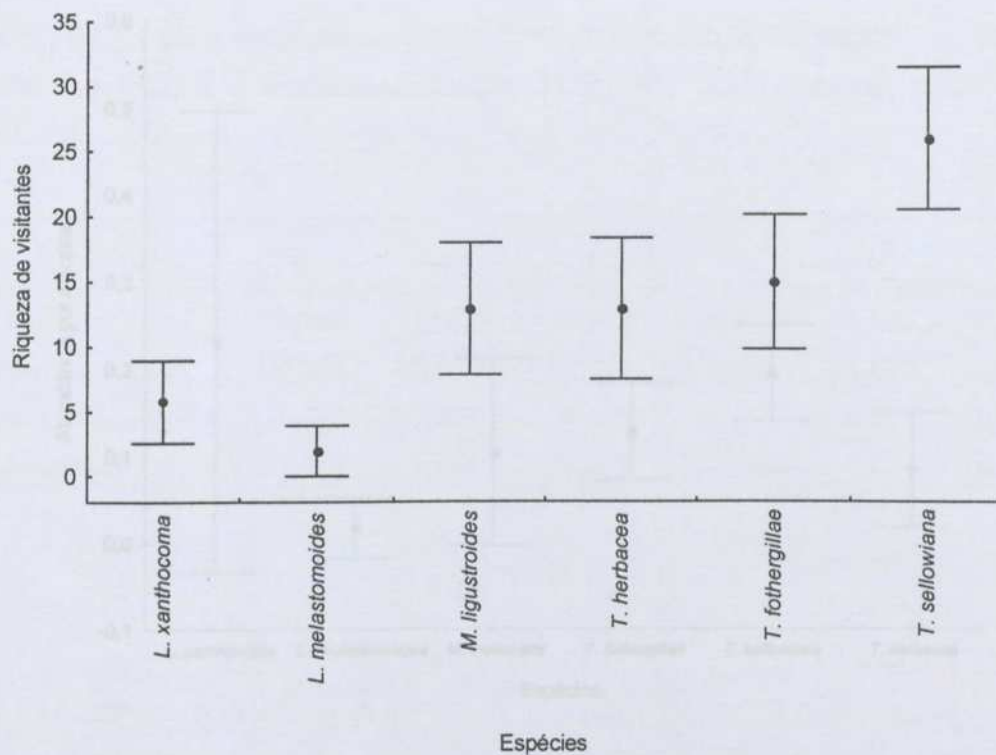


Figura 2. Estimativa do número de espécies de abelhas visitantes para cada espécie de planta estudada. O ponto representa a média e as barras o intervalo de confiança a 95%.

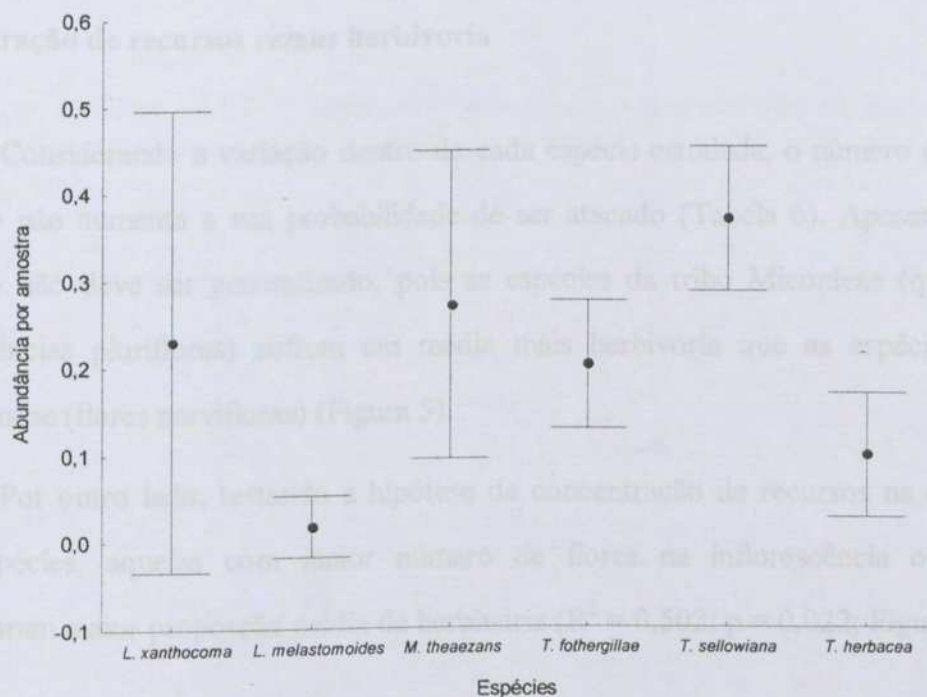


Figura 3. Abundância de visitantes por amostra, para as espécies que foram visitadas. Os pontos representam as médias e as barras o intervalo de confiança a 95%.

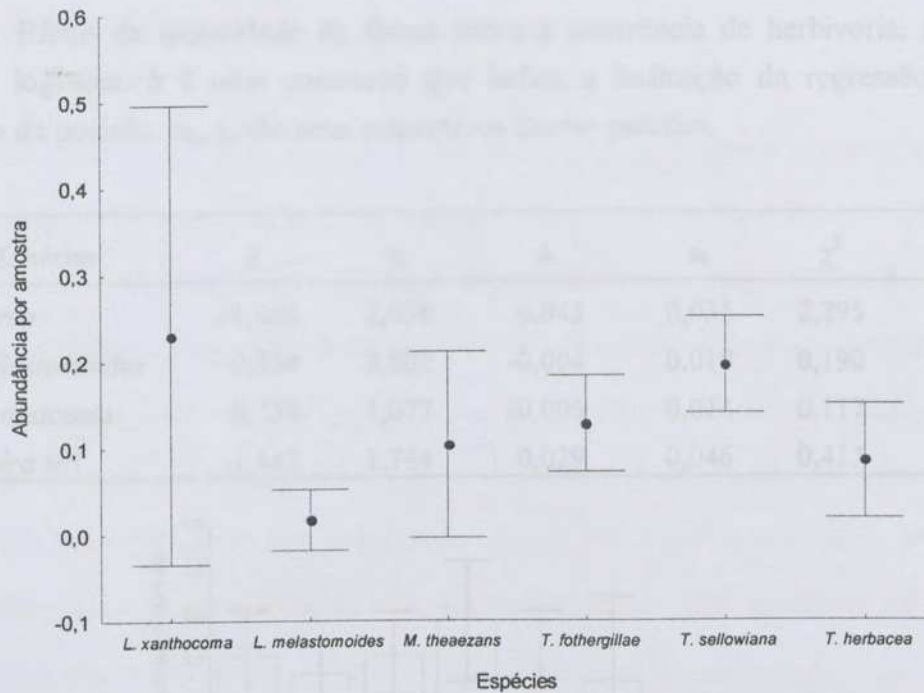


Figura 4. Abundância de visitantes por amostra, para as espécies que foram visitadas, excluindo as espécies sociais não polinizadoras *A. mellifera*, *T. spinipes*, *S. bipunctata* e *P. submuda*. Os pontos representam as médias e as barras o intervalo de confiança a 95%.

Concentração de recursos *versus* herbivoria

Considerando a variação dentro de cada espécie estudada, o número de flores em um ramo não aumenta a sua probabilidade de ser atacado (Tabela 6). Apesar disso, esse resultado não deve ser generalizado, pois as espécies da tribo Miconieae (que possuem inflorescências plurifloras) sofrem em média mais herbivoria que as espécies da tribo Melastomeae (flores parvifloras) (Figura 5).

Por outro lado, testando a hipótese de concentração de recursos na comparação entre espécies, aquelas com maior número de flores na inflorescência ou no ramo apresentaram maior proporção média de herbivoria ($R^2 = 0,502$; $p = 0,022$; Figura 6).

Tabela 6. Efeito da quantidade de flores sobre a ocorrência de herbivoria, testado por regressão logística. b é uma constante que indica a inclinação da regressão e c é um parâmetro de posição. s_b e s_c são seus respectivos desvios padrões.

Espécies	c	s_c	b	s_b	χ^2	p
<i>L. aurea</i>	-1,466	2,058	0,043	0,035	2,295	0,130
<i>L. melastomoides</i>	0,554	0,802	-0,004	0,010	0,190	0,663
<i>L. xanthocoma</i>	0,736	1,077	-0,005	0,014	0,117	0,732
<i>Leandra sp1</i>	-1,442	1,744	0,029	0,046	0,413	0,520

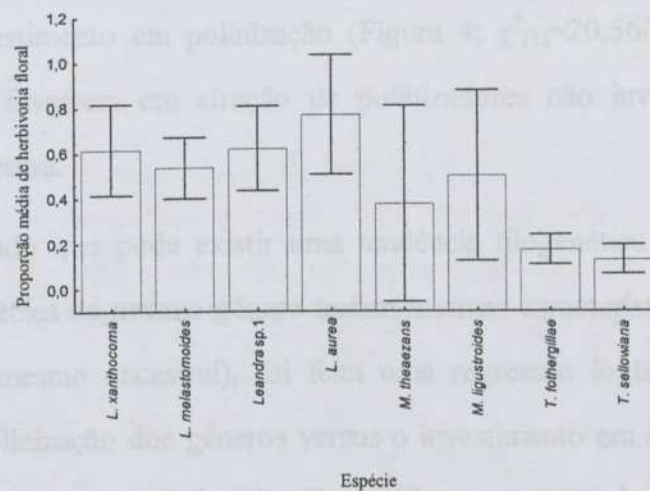


Figura 5. Proporção média de herbivoria para algumas das espécies de Melastomataceae estudadas. As colunas representam as médias e as barras o intervalo de confiança a 95%.

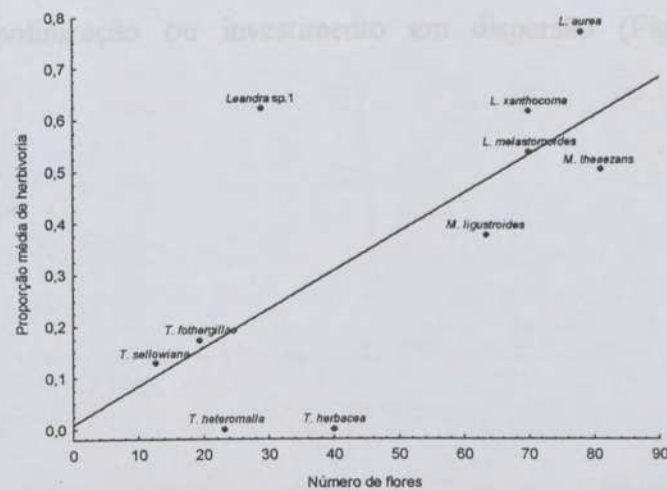


Figura 6. Proporção média de herbivoria em função do número de flores por inflorescência para espécies de Melastomataceae (L = *Leandra*, M = *Miconia*, T = *Tibouchina*).

Alocação de recursos: Polinização *versus* dispersão

Para este tópico será definida a dependência da polinização como sendo a taxa de frutos produzida por polinização aberta (flores expostas a visitantes), subtraída a taxa de frutificação produzida por autopolinização espontânea ou por agamospermia. É sugerido que espécies dependentes da polinização devem apresentar um maior investimento nesta interação incluindo suas características florais. Considerando-se os resultados do presente estudo e dos outros já realizados (Tabela 1), existe uma forte relação entre o tipo de fruto produzido e o investimento em polinização (Figura 4; $\chi^2_{(1)}=20,560$, $gl=1$, $p<0,001$), ou seja, espécies que investem em atração de polinizadores não investem em atração de dispersores, e vice versa.

Considerando que pode existir uma tendência filogenética para a ocorrência de agamospermia (espécies de mesmo gênero teriam mesmas características simplesmente por compartilharem o mesmo ancestral), foi feita uma regressão logística para a média do investimento em polinização dos gêneros *versus* o investimento em dispersão. Essa análise não elimina, obviamente o possível efeito filogenético, mas controla para diferenças dentro dos gêneros estudados. Esse resultado foi também significativo, mostrando que mesmo quando se utiliza os gêneros como réplicas, ainda existe uma relação inversa para o investimento em polinização ou investimento em dispersão (Figura 5; $\chi^2_{(1)}=4,498$; $p=0,034$).



Figura 5. Relação entre a dependência da polinização (proporção de frutos produzidos devido a polinização) e o tipo de fruto produzido (se é disperso pelo vento = 0 - frutos secos, ou por animal = 1 - frutos carnosos) para quatro gêneros de Malvaceae. Regressão logística estatisticamente significativa ($\chi^2=4,498$; $p=0,034$). O coeficiente de posição da regressão logística foi 29,551 e a inclinação -118,17.

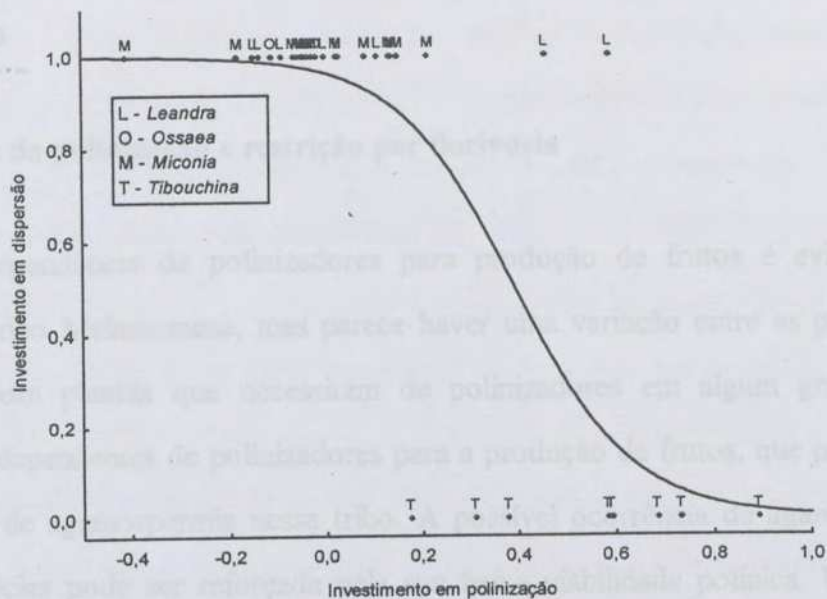


Figura 4. Relação entre a dependência da polinização (proporção de frutos produzidos devido polinização) e o tipo de fruto produzido (se é disperso pelo vento – 0 – frutos secos, ou por animais – 1 – frutos carnosos) para quatro gêneros de Melastomataceae. A regressão logística para esta relação foi significativa ($\chi^2_{(1)}=20,560$, $gl=1$, $p<0,001$). O coeficiente de posição da regressão logística foi 3,249 e a inclinação -8.277.

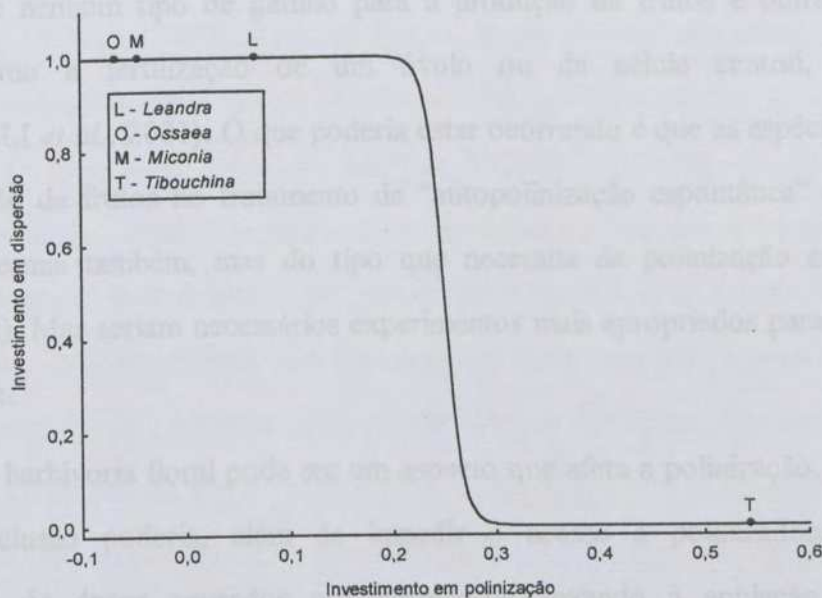


Figura 5. Relação entre a dependência da polinização (proporção de frutos produzidos devido polinização) e o tipo de fruto produzido (se é disperso pelo vento – 0 – frutos secos, ou por animais – 1 – frutos carnosos) para quatro gêneros de Melastomataceae. Regressão logística estatisticamente significativa ($\chi^2=4,498$; $p=0,034$). O coeficiente de posição da regressão logística foi 29,533 e a inclinação -118.17.

DISCUSSÃO

Dependência da polinização e restrição por florivoria

A dependência de polinizadores para produção de frutos é evidente para as espécies da tribo Melastomeae, mas parece haver uma variação entre as plantas da tribo Miconieae, com plantas que necessitam de polinizadores em algum grau até plantas totalmente independentes de polinizadores para a produção de frutos, que pode ser devido à ocorrência de agamospermia nessa tribo. A possível ocorrência de agamospermia para algumas espécies pode ser reforçada pela sua baixa viabilidade polínica. Utilizando esse critério, a espécie *T. heteromalla* pode ser considerada como sendo agamospérmica, o que também diverge, mas não refuta, a hipótese que explica a ocorrência de, principalmente, agamospermia na tribo Miconieae por restrições filogenéticas (GOLDENBERG & SHEPHERD, 1998).

Existem vários tipos de agamospermia, sendo que algumas espécies não necessitam de nenhum tipo de gatilho para a produção de frutos e outras precisam de estímulos como a fertilização de um óvulo ou da célula central, por exemplo (GRIMANELLI *et al.*, 2001). O que poderia estar ocorrendo é que as espécies que tiveram baixa produção de frutos no tratamento de “autopolinização espontânea” se reproduzem por agamospermia também, mas do tipo que necessita de polinização em algum nível (pseudogamia). Mas seriam necessários experimentos mais apropriados para a confirmação dessa hipótese.

Se a herbivoria floral pode ser um aspecto que afeta a polinização, a utilização de sacos de exclusão poderia, além de impedir o acesso a polinizadores, proteger a inflorescência de danos causados por herbívoros, levando à anulação do efeito de polinização biótica (HERRERA, 2000). No caso do presente trabalho, não existe efeito negativo de herbivoria entre as inflorescências ensacadas (excluídos de polinizadores) e as não ensacadas (com acesso a polinizadores), já que também houve herbivoria floral nas primeiras. É possível que alguns herbívoros pequenos passassem pelo saco de exclusão. É

possível também que tenha havido ataque por médios (comunidade local e visitantes) e grandes mamíferos (como cavalos, presentes na região) atraídos pela simples presença do experimento, e esses ataques eram suficientemente grandes para anular o efeito da herbivoria nas inflorescências não ensacadas.

Um outro fator que poderia estar favorecendo a herbivoria floral principalmente de espécies da tribo Miconieae era a quantidade de flores por inflorescência. Considerando apenas as espécies dessa tribo, aparentemente não existe relação entre a quantidade de recursos e a presença/ausência de herbivoria. No entanto, se levarmos em consideração as espécies da tribo Melastomeae, existe uma tendência de inflorescências de flores plurifloras serem mais predadas do que as parvifloras, o que seria compatível com a hipótese de concentração de recursos de ROOT (1973).

Visitação por abelhas e atratividade das flores

O corte das anteras por abelhas como *Trigona spinipes* aqui relatado, também foi descrito por LAROCA (1970). Segundo NEAL *et. al.* (1998), este comportamento pode reduzir a simetria dessas flores reduzindo sua atratividade para outras abelhas. Comportamento semelhante foi observado por RENNER (1983a) em várias espécies de Melastomataceae das regiões Amazônicas e de Mata Atlântica e foi considerado como “roubo” de recursos, pois estas abelhas não chegam a polinizar as plantas. Mesmo abelhas que conseguem vibrar as anteras, mas que são muito pequenas para que seu corpo, mesmo coberto de pólen, atinja o estigma, são consideradas por ela como pilhadoras. A destruição das anteras foi considerada por RENNER (1983a) como sendo uma pressão de seleção que favoreceria a expressão da apomixia nessas espécies. A taxa de visitação deveria aumentar a taxa de polinização dessas plantas (HEINRICH & RAVEN, 1972), mas no caso de *Trigona*, essas visitas levam a uma perda reprodutiva, já que abelhas que poderiam polinizar essas flores não vão visitá-las ou pela presença das *Trigona* ou pelos danos nas estruturas atrativas (RENNER, 1983a).

Apesar do apelo teórico para uma relação entre características das flores e atratividade às abelhas, isto não foi demonstrado neste estudo. Parte do problema está associado a grandes diferenças do esforço amostral entre espécies. Em primeiro lugar, nosso critério para medir atratividade (cor e tamanho) pode não representar a realidade. Outros aspectos de cada flor, como simetria (NEAL *et al.*, 1998) e presença de compostos voláteis, ou uma correlação de todos esses fatores, são determinantes dos visitantes (VARASSIN *et al.*, 2001) e da sua abundância nas flores. Além disso, a unidade de atratividade pode ser cada inflorescência ou a planta inteira.

A produção de um grande número de flores tem um alto custo energético para a planta (BUSTAN & GOLDSCHMIDT, 1998), de modo que uma estratégia evolutivamente estável deveria levar a um ótimo de alocação de recursos em atratividade de polinizadores e fatores como a autopolinização (LLOYD, 1987; CHARLESWORTH & CHARLESWORTH, 1987; DELPH *et al.*, 1996) e, possivelmente, a agamospermia, deveriam diminuir o investimento da planta em produção de número, tamanho ou coloração das flores.

Ao contrário do que mostram esses autores, segundo SAKAI (2000) não deve haver uma relação entre o tamanho das estruturas de atratividade e a sua taxa de autofertilização. Seu argumento, deduzido de um modelo para evolução dessas características, é que se as plantas podem variar a quantidade de flores e o seu tamanho, é vantajoso produzir flores com um tamanho ótimo que maximize a visitação por polinizadores. Este autor criou um modelo que mostra esses resultados, mas os parâmetros que ele utilizou são arbitrários, de modo que dados reais poderiam ser utilizados para melhor prever como funciona a alocação de recursos para a atratividade.

O que as espécies de Melastomataceae nos dizem sobre este sistema

Podemos perceber que as espécies de Melastomataceae estudadas formam grupos ecologicamente distintos. As espécies da tribo Miconieae tiveram uma taxa de visitação

por polinizadores muito baixa, em especial as espécies do gênero *Leandra*. A espécie *M. ligustroides*, apesar de possuir flores pequenas e aparentemente pouco atrativas, foi visitada por sete espécies de polinizadores, a maior riqueza de visitantes dentre as espécies da tribo Miconieae visitadas.

As espécies da tribo Melastomeae apresentaram uma dependência de vetores bióticos para a produção de frutos, altas taxas de visitação floral e uma taxa de viabilidade polínica suficientemente alta para afirmar, *a priori*, a não ocorrência de agamospermia, com exceção da espécie *T. heteromalla*, que não foi visitada e possui baixa taxa de viabilidade polínica.

A identificação desses grupos e a aparente estabilidade da associação entre determinadas características ecológicas levam à idéia de que eles devem refletir aspectos seletivos dos sistemas. Outros grupos devem existir dentro do clado de Melastomataceae que não foram tratados aqui, mas a sua identificação pode ser tomada como ponto de partida para a discussão da evolução de características ecológicas importantes no grupo, incluindo polinização, dispersão de frutos e herbivoria floral.

Espécies de Melastomataceae com potencial para recuperação ambiental

Se a taxa de germinação das sementes das espécies agamospérmicas for significativa, a utilização de espécies dessa família poderá vir a ser um bom modelo para recuperação de áreas degradadas, dado que a produção de frutos carnosos pode auxiliar no retorno da fauna de dispersores, que trarão consigo sementes de novas espécies.

Vários experimentos de atração de fauna a áreas degradadas têm sido elaborados com sucesso, utilizando poleiros e demonstrando a entrada de uma grande diversidade de sementes no sistema (MELO *et al.*, 2000). Da mesma forma que nestes experimentos, as espécies arbóreas de Melastomataceae, como algumas *Tibouchina*, podem servir como poleiros para dispersores (aves ou pequenos mamíferos) que eventualmente venham se alimentar na região, com a vantagem de que elas podem estar oferecendo recursos

florísticos a abelhas em épocas durante as quais outros recursos são escassos. Desse modo, elas poderiam realizar a polinização de outras plantas ligadas ao processo de sucessão.

Além disso, as espécies dessa família se desenvolvem e reproduzem bem em áreas com condições precárias (BALDASSARI, 1988; AIDE *et al.*, 1996; MORAES *et al.*, 2003), são muito comuns em áreas com altas concentrações de alumínio (HARIDASAN *et al.*, 1986b) e são abundantes em grandes altitudes (OSAKI *et al.*, 1997), características como as das áreas de estudo. Segundo o modelo de sucessão por facilitação, a chegada de espécies resistentes pode modificar o ambiente e propiciar condições para que novas espécies possam colonizar a área e, posteriormente, substituir essas pioneiras. Outra característica que torna espécies dessa família interessantes para serem utilizadas em processos de revegetação é que são naturalmente substituídas ao longo do processo de sucessão por serem piores competidoras (TABARELLI & MANTOVANI, 1999).

Sobre o possível “trade-off” entre polinização e dispersão

O ancestral de Melastomataceae provavelmente tinha frutos capsulares, com muitas sementes pequenas e dispersas pelo vento (CLAUSING *et al.*, 2000). Os frutos carnosos devem ter evoluído pelo menos quatro vezes dentro dessa família em Miconieae, Blakeeae, dentro de Dissochaeteae e dentro de *Melastoma* (CLAUSING *et al.*, 2000). As Melastomeae se diferenciaram durante o Mioceno, quando o clima frio favorecia vegetações mesófilas mais abertas, favorecendo a permanência de frutos secos. Os grupos mais basais de Melastomataceae e todas as Memecylaceae são árvores ou arvoretas de florestas pluviais tropicais e seus fósseis mais recentes são do Eoceno e Oligoceno da Laurásia tropical, levando a crer que seu ancestral comum deve ter vivido em condições tropicais úmidas (RENNER *et al.*, 2001), favorecendo o desenvolvimento de frutos carnosos.

A relação entre uma possível alocação de recursos diferenciados pode ter diversas explicações possíveis: i) restrição ecológica ou energética: a quantidade total de energia é

limitada e as espécies encontram um ótimo maximizando a polinização ou a dispersão. Se isto é verdade, porque não ficam no meio termo dos dois? ii) restrição histórica ou filogenética. As plantas podem ter estas características por que seus ancestrais tinham essas características e não houve tempo evolutivo suficientemente grande para que as espécies pudessem chegar a uma otimização de investimento energético.

Por acaso não houve a evolução de características vantajosas nos dois casos. Quando falamos de acaso aqui, estamos incluindo uma série de fenômenos históricos imprevisíveis. Por exemplo, pode ser que a evolução de características vantajosas à dispersão tenha ocorrido a um ancestral das espécies atuais em ambientes onde dispersores de frutos eram abundantes. Se neste mesmo sistema polinizadores eram raros por quaisquer razões, pode ocorrer a evolução de uma característica e não da outra. Segundo STILES & ROSSELLI (1993), espécies originalmente produtoras de frutos secos e habitantes de áreas abertas, ao se expandirem para ambientes mais fechados, como florestas, sofreram pressão de seleção para a produção de frutos carnosos, que nesse ambiente era mais vantajoso, ou então espécies de ambientes fechados, de frutos carnosos, ao colonizarem áreas abertas sofreram pressão de seleção para a produção de frutos secos. Essas alterações no tipo de fruto foram estudadas por CLAUSING *et. al.* (2000).

O problema é que neste estudo estamos potencialmente tratando de eventos com poucos graus de liberdade na árvore filogenética. As espécies de *Leandra* e *Tibouchina* são assim simplesmente porque seus ancestrais também o eram (RENNER & MEYER, 2001). Se isto for verdade, o número de graus de liberdade para essa comparação é *um* e seriam necessárias pesquisas desse tipo com espécies de outros gêneros de Melastomataceae para um teste formal dessa hipótese.

CONCLUSÃO

1. Quanto maior a quantidade de flores numa inflorescência, maior é a herbivoria floral quando se considera a variação interespecífica, mas quando consideramos as variações intraespecíficas, não existe uma relação entre número de flores por inflorescência e taxa de herbivoria. Sugere-se que análises que considerem outras variáveis, como o tamanho da estrutura de atratividade (flor, inflorescência), por exemplo, sejam avaliadas.
2. Características simples como a cor e o tamanho das flores não foram consideradas bons indicadores de atratividade floral. A riqueza e a abundância de visitantes não estiveram correlacionadas a estes fatores podendo, talvez, ser explicada por outros fatores, como a forma, agregação e distribuição das flores na planta, bem como a atratividade das plantas como um todo e sua distribuição espacial nas áreas de estudo.
3. Existe uma forte relação dentro desta família de que espécies que dependem de polinizadores, mas não dependem de dispersores, e vice versa. Devido à alta resistência das espécies dessa família a condições adversas, poder-se-ia utilizar essas espécies, quando ocorrem naturalmente nos ambientes em questão, para fins de recuperação de áreas degradadas.

LITERATURA CITADA

- AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K., ROSARIO, M. e MARCANO, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* **28**:537-548.
- ARMBRUSTER, W. S., EDWARDS, M. E., HINES, J. F., MAHUNNAD, R. L. A. e MUNYENYEMBE, P. 1993. Pollination Ecology: Evolution and pollination of Madagascan and African *Dalechampia*. National Geographic Research and Exploration **9**:460-474.
- BALDASSARI, I. B. 1988. Flora de Poços de Caldas, Família Melastomataceae. Dissertação. UNICAMP.
- BUCHMANN, S. L. 1983. Buzz pollination in angiosperms. *in* C. E. Jones, and R. J. C. P. Little editors. Handbook of experimental pollination biology. Van Nostrand Reinhold Company Inc. Pg. 1-274
- BUCHMANN, S. L., e BUCHMANN, M. D. 1981. Anthecology of *Mouriri myrtilloides* (Melastomataceae: Memecylae), an oil flower in Panama. *Reproductive Botany* **7**:24.
- BUSTAN, A., e GOLDSCHMIDT, E. 1998. Estimating the cost of flowering in a grape fruit tree. *Plant, Cell and Environment* **21**:224.
- CHARLESWORTH, D., e CHARLESWORTH, B. 1987. The effect of investment in attractive structures on allocation to male and female functions in plants. *Evolution* **41**:948-968.
- CHARNOV, E. L. 1976. Optimal foraging, the marginal value theorem. *Theoretical Population Biology* **9**:129-136.
- CLAUSING, G., MEYER, K. e RENNER, S. S. 2000. Correlations among fruit traits and evolution of different fruits within Melastomataceae. *Biological Journal of the Linnean Society* **133**:303-326.
- COLWELL, R.K. 2000. Estatistical estimation of species richness and shared species from samples (EstimateS). [6.0b1]:

- COLWELL, R. K., e CODDINGTON, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* **345**:101-118.
- COMPTON, S. G., ROSS, S. J. e THORNTON, I. W. B. 1994. Pollinator limitation of fig tree reproduction on the island of Anak-Krakatau (Indonesia). *Biotropica* **26**:180-186.
- CRESSWELL, J. E. 2000. A comparison of bumblebees' movements in uniform and aggregated distributions of their forage plant. *Ecological Entomology* **25**:19-25.
- DELPH, L. F., GALLOWAY, L. F. e STANTON, M. L. 1996. Sexual dimorphism in flower size. *American Naturalist* **148**:299-320.
- GOLDENBERG, R., e SHEPHERD, G. J. 1998. Studies on the reproductive biology of Melastomataceae in "cerrado" vegetation. *Plant Systematics and Evolution* **211**:13-29.
- GOLDENBERG, R., e VARASSIN, I. G. 2001. Sistemas reprodutivos de espécies de Melastomataceae da Serra do Japi, Jundiá, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **24**:283-288.
- GRIMANELLI, D., LEBLANC, O., PEROTTI, E. e GROSSNIKLAUS, U. 2001. Developmental genetics of gametophytic apomixis. *Trends in Genetics* **17**:597-604.
- GROSS, C. L. 1993. The breeding system and pollinators of *Melastoma affine* (Melastomataceae) - A pioneer shrub in tropical Australia. *Biotropica* **25**:468-474.
- HARIDASAN, M., PAVIANI, T. I. e SCHIAVINI, I. 1986. Localization of aluminum in the leaves of some aluminum-accumulating species. *Plant Soil* **94**:435-437.
- HEINRICH, B., e RAVEN, P. H. 1972. Energetics and pollination ecology. *Science* **176**:597-602.
- HERRERA, C. M. 2000. Measuring the effects of pollinators and herbivores: Evidence for non-additivity in a perennial herb. *Ecology* **81**:2170-2176.
- HOSMER D. W., e LEMESHOW, S. 1989. *Applied logistic regression*, 1. Wiley, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

- LAROCA, S. 1970. Contribuição para o conhecimento das relações entre abelhas e flores: Coleta de pólen das anteras tubulares de certas Melastomatáceas. *Revista Floresta* **2**:69-74.
- LLOYD, D. G. 1987. Allocation to pollen seeds and pollination mechanisms in self-fertilizing plants. *Functional Ecology* **1**:83-90.
- LONG, Z. T., MOHLER, C. L. e CARSON, W. P. 2003. Extending the resource concentration hypothesis to plant communities: Effects of litter and herbivores. *Ecology* **84**:652-665.
- LUMER, C. 1980. Rodent pollination of *Blakea penduliflora* (Melastomataceae) in a Costa Rican cloud forest. *Brittonia* **32**:512-517.
- LUMER, C., e SCHOER, R. D. 1986. Pollination of *Blakea austin-smithii* and *B. penduliflora* (Melastomataceae) by small rodents in Costa Rica. *Biotropica* **18**:363-364.
- MALO, J. E., LEIRANA-ALCOCER, J. e PARRA-TABLA, V. 2001. Population fragmentation, florivory, and the effects of flower morphology alterations on the pollination success of *Myrmecophila tibicinis* (Orchidaceae). *Biotropica* **33**:529-534.
- MELO, G. F., MACHADO, I. C. e LUCENO, M. 1999. Reproduction of three *Clidemia* (Melastomataceae) species in Brazil. *Revista de Biologia Tropical* **47**:359-363.
- MELO, V. A., GRIFFITH, J. J., DE MARCO, P. JR., SILVA, E., SOUZA, A. L., GUEDES, M. C. e OZÓRIO, T. F. 2000. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. *Revista Árvore* **24**:235-240.
- MORAES, R. M., DELITTI, W. B. C. e MORAES, J. A. P. V. 2003. Gas exchange, growth, and chemical parameters in a native Atlantic forest tree species in polluted areas of Cubatão, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **54**:339-345.
- NEAL, P. R., DAFNI, A. e GIURFA, M. 1998. Floral symmetry and its role in plant-pollinator systems: Terminology, distribution, and hypotheses. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**:345-373.

- OSAKI, M., WATANABE, T. e TADANO, T. 1997. Beneficial effect of aluminum on growth of plants adapted to low pH soils. *Soil Science and Plant Nutrition* **43**:551-563.
- PYKE, G. H. 1984. Optimal foraging theory: a critical review. *Annual Review of Ecology and Systematics* **15**:553-575.
- RENNER, S. 1983a. The widespread occurrence of anther destruction by *Trigona* bees in Melastomataceae. *Biotropica* **15**:251-256.
- RENNER, S. S. 1983b. Pollination and breeding systems in some Central Amazonian Melastomataceae. in Ed. INRA Publ., Versailles, França. Pg. 27-30
- RENNER, S. S., CLAUSING, G. e MEYER, K. 2001. Historical biogeography of Melastomataceae: The roles of tertiary migration and long-distance dispersal. *American Journal of Botany* **88**:1290-1300.
- RENNER, S. S., e MEYER, K. 2001. Melastomeae come full circle: Biogeographic reconstruction and molecular clock. *Evolution* **55**:1315-1324.
- RICHARDS A. J. 1986. Plant breeding systems. Allen & Unwin, London.
- ROOT, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in a simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs* **43**:95-124.
- SAKAI, S. 2000. Size-number trade-off and allocation to flower production in animal-pollinated flowers. *Plant Species Biology* **15**:261-268.
- SIH, A. 1980. Optimal behavior: can foragers balance two conflicting demands? *Science* **210**:1041-1042.
- STILES, F. G., e ROSSELLI, L. 1993. Consumption of fruits of the Melastomataceae by birds: How diffuse is coevolution? *Vegetatio* **10**:857-873.
- TABARELLI, M., e MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* **59**:239-250.
- VARASSIN, I. G., TRIGO, J. R. e SAZIMA, M. 2001. The role of nectar production, flower pigments and odor in the pollination of four species of *Passiflora*

(Passifloraceae) in south-eastern Brazil. *Botanical Journal of the Linnean Society* **136**:139-152.

VIANA, B. F. 1999. Biodiversidade da apifauna e flora apícola das dunas litorâneas da APA das Lagoas e Dunas de Abaeté, Salvador, Bahia - Composição, fenologia e suas interações. USP, São Paulo.

WASER, N. M., e PRICE, M. V. 1993. Specialization a generalization in pollination systems. *in* G. K. Veeresh, R. U. Shaanker, and K. N. C. P. Ganeshaiah editors. *Pollination in Tropics*. IU.Pg. 165-169

WHITE, D., CRIBB, B. W. e HEARD, T. A. 2001. Flower constancy of the stingless bee *Trigona carbonaria* Smith (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). *Australian Journal of Entomology* **40**:61-64.

ZAR J. H. 1999. *Biostatistical analysis*, 4nd. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

processo de impacto ambiental que, em geral, está associado a uma simplificação das relações dentro da comunidade e à perda de biodiversidade. A presença de mais de uma espécie desempenhando uma mesma função em um determinado sistema pode representar um tipo de "seguro" contra as consequências do impacto ambiental (LAWTON & BROWN, 1993).

Esses mesmos conceitos podem ser utilizados para benefícios econômicos. Os chamados "serviços de ecossistema" representam uma apropriação das funções desempenhadas pelas espécies em termos de serviços ecossistêmicos. Por exemplo, a polinização e o controle biológico de herbívoros são exercidos nos sistemas direcionados à produção de bens econômicos (e.g. agroecossistemas) por espécies que vivem ali ou em fragmentos de vegetação nativa próximos. Assim, além de contribuírem para o bem humano direto e indireto (e.g. latão em representam parte do valor econômico total da planta). No mundo todo 33 trilhões de dólares por ano são obtidos das diversas serviços de ecossistemas, sendo que 200 bilhões são diretamente ligados à polinização e 470 bilhões estão ligados ao controle biológico, incluindo a redução da herbivoria (COSTANZA *et al.*, 1997).

CAPÍTULO 2.

SERVIÇOS DO ECOSISTEMA: SUCESSO REPRODUTIVO E HERBIVORIA ASSOCIADOS AO TIPO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

INTRODUÇÃO

Muitos pesquisadores têm defendido a idéia de que o funcionamento de um ecossistema pode estar diretamente correlacionado com a sua biodiversidade (MCGRADY-STEED *et al.*, 1997; SYMSTAD *et al.*, 1998; HULOT *et al.*, 2000). Está bem estabelecido que as espécies desempenham funções que podem ser perdidas em um processo de impacto ambiental que, em geral, está associado a uma simplificação das relações dentro da comunidade e à perda de biodiversidade. A presença de mais de uma espécie desempenhando uma mesma função em um determinado sistema pode representar um tipo de “seguro” contra as conseqüências do impacto ambiental (LAWTON & BROWN, 1993).

Esses mesmos conceitos podem ser utilizados para benefícios econômicos. Os chamados “serviços do ecossistema” representam uma apropriação das funções desempenhadas pelas espécies em termos de vantagens econômicas: Por exemplo, a polinização e o controle biológico de herbívoros são executados nos sistemas direcionados à produção de bens econômicos (*e.g.* agroecossistemas) por espécies que vivem ali ou em fragmentos de vegetação nativa próximos. Assim, além de contribuírem para o bem estar humano direta e indiretamente, também representam parte do valor econômico total do planeta. No mundo todo 33 trilhões de dólares por ano são obtidos dos diversos serviços de ecossistemas, sendo que 200 bilhões estão diretamente ligados à polinização e 470 bilhões estão ligados ao controle biológico, incluindo a redução da herbivoria (COSTANZA *et al.*, 1997).

Ações humanas que resultam na fragmentação de habitats, além de outros tipos de mudanças ambientais, são ameaças para os polinizadores (GROOM, 2001), pois, reduzem a disponibilidade de recursos alimentares, destroem cavidades subterrâneas e outros locais para nidificação em potencial. O uso de terras para a agricultura e mineração bem como a introdução de espécies exóticas tem causado o declínio de polinizadores em todos os continentes (HEARD, 1999). Isso tem um efeito potencial sobre a polinização e produção de frutos e sementes em plantas nativas e cultivadas (AIZEN & FEINSINGER, 1994).

O sucesso da colonização por uma espécie vegetal pode ser comprometido devido à diminuição da polinização quando ela afeta a produção de sementes. Por exemplo, o sucesso da colonização por uma espécie de Melastomataceae, *Melastoma affine*, é dependente da manutenção da população de polinizadores, pois ela não se reproduz por outros processos que não a reprodução sexuada (GROSS, 1993b). Além disso, influência de outros fatores, como a “pilhagem” de pólen por abelhas que não realizam polinização, como *Apis mellifera*, pode reduzir o sucesso de colonização dessa espécie (GROSS & MACKAY, 1998).

Em alguns casos, esse processo pode ser ainda agravado. Se, além da planta possuir antera com deiscência apical, o que reduz o número de polinizadores potenciais (BUCHMANN, 1983), ela também for auto-incompatível, teoricamente só poderá ocorrer produção de frutos se ela for visitada por abelhas que realizam polinização por vibração. Esse é o caso de muitas espécies, como por exemplo, da Melastomataceae *Miconia pusilliflora* (GOLDENBERG & VARASSIN, 2001). A perda de polinizadores em uma região pode diminuir a produção de sementes limitando o sucesso reprodutivo da espécie (LAMONT *et al.*, 1993; AIZEN & FEINSINGER, 1994) e, conseqüentemente, seu potencial de colonização.

Muitas plantas dependem de um vetor de pólen para que haja produção de frutos e sementes. A evolução de plantas com flores atrativas, especializadas em um mutualismo com animais no ato da polinização, é favorecida pelo fato de que os animais têm capacidade de reconhecer e discriminar as flores. Isso evita um desperdício energético na

produção de grãos de pólen, já que os animais tendem a visitar flores da mesma espécie, aumentando, portanto, o sucesso na transferência de pólen (PROCTOR *et al.*, 1996).

Em muitas espécies as sementes têm um aumento na taxa de germinação quando passam pelo trato digestivo de herbívoros, o que pode aumentar os problemas surgidos pela ausência de dispersores. MYSTER (1997) observou para seis espécies nativas de uma floresta úmida da Costa Rica, dentre elas *Miconia racemosa*, um aumento da taxa de germinação quando os frutos eram ingeridos. Este padrão é conhecido para um grande número de espécies (PASSOS, 1991; RODRIGUES *et al.*, 1993; FIGUEIREDO, 1993). Por outro lado, existem exemplos nos quais frutos de Melastomataceae ingeridos apresentaram taxas de germinação das sementes menores e os frutos ingeridos por macacos pequenos tiveram taxa de germinação maiores do que os ingeridos por macacos grandes (DEFIGUEIREDO & LONGATTI, 1997).

Além do efeito na taxa de germinação, os dispersores podem aumentar a capacidade de dispersão e colonização de novas áreas. A capacidade de dispersão é importante porque muitas vezes a germinação ou o crescimento são reduzidos por competição. Por exemplo, quando várias plântulas se estabelecem próximas à planta mãe, pode haver limitação de luz, água ou nutrientes (FOSTER & GROSS, 1998; NATHAN *et al.*, 2000).

Em alguns casos, a introdução de áreas de pouso para aves em sistemas em processo de sucessão ecológica aumentaram a chuva de sementes (HOLL, 1998; MELO *et al.*, 2000). No entanto, o aumento da chuva de sementes não garante o aumento das taxas de germinação (HOLL, 1998) sugerindo que estruturas de pouso para aves aumentam as taxas de dispersão, mas podem não superar outros impedimentos da recuperação florestal, como a predação de sementes e qualidade do solo.

Uma outra interação que é amplamente afetada por alterações ambientais de origem antrópica é a herbivoria. Alguns estudos mostram que ambientes fragmentados sofrem um impacto negativo de herbivoria, anulando o efeito da polinização (GROOM, 2001). COLLINGE (2000) demonstrou que o modo e o grau de fragmentação de um local

afetam praticamente toda a diversidade de insetos, com resposta diferencial entre as espécies. Quando os predadores dos herbívoros são afetados, pode-se observar que, quanto menor o tamanho do fragmento ou maior o seu isolamento, maior deve ser a taxa de herbivoria (KAREIVA, 1987; GROOM, 2001).

Todos os processos aqui descritos mostram a importância das interações ecológicas (polinização, dispersão, competição e herbivoria) no processo de estabelecimento e no sucesso reprodutivo de plantas em seus ambientes naturais. Podemos então supor que, em áreas alteradas com perda de diversidade, esses processos podem ser afetados e o sucesso reprodutivo das plantas diminuído. Essa talvez seja a situação das etapas intermediárias no processo de recuperação de áreas degradadas.

A recuperação de áreas degradadas é vista como um conjunto de ações planejadas, executadas por especialistas de diferentes áreas, visando restabelecer a auto-sustentabilidade e o equilíbrio paisagístico, aos níveis existentes antes das ações que alteraram o sistema natural, ocasionando a perda dessas características (GRIFFITH *et al.*, 2000). A recuperação de áreas degradadas é um processo lento, com o agravamento de que os responsáveis nem sempre se preocupam com a recuperação das características ecológicas do sistema. Em alguns casos chegam a utilizar, no processo de revegetação, espécies que inibem o processo de sucessão, como algumas gramíneas. Além disso, muitas vezes não se tem conhecimento da biologia reprodutiva das espécies fazendo com que a ausência de elementos importantes para a fixação de uma população, como polinizadores ou dispersores, impeça seu estabelecimento e manutenção em uma região.

GRIFFITH *et al.* (1996) conceitualizaram um novo modelo de recuperação que deveria seguir duas fases. Na primeira deve-se prover os locais degradados com condições físicas, químicas e biológicas favoráveis ao rápido crescimento de plantas receptivas ao início do processo sucessional; na segunda fase, criam-se condições para que a sucessão ecológica possa, de forma eficiente e em harmonia com a paisagem regional, atingir o equilíbrio entre seus componentes, de maneira a garantir a autosustentabilidade. Deve-se também conceber a autosustentabilidade como a restauração das funções e dos elementos

capazes de executar essas funções no ecossistema (GRIFFITH *et al.*, 2000). Essa abordagem parte da premissa que o processo de recuperação ambiental é, em suma, uma forma de acelerar o processo natural de sucessão biológica, por isto essa abordagem é usualmente denominada “modelo sucessional”.

A aplicação da teoria da sucessão ecológica à recuperação de áreas degradadas (CAMPELLO, 1998; GRIFFITH *et al.*, 2000) está associada ao modelo de sucessão por facilitação de CLEMENTS (1916). Nesse modelo, espécies que primeiro aparecem no sistema alteram as condições de tal forma que outras podem enfim colonizar a área. Estas espécies que aparecem depois chegam a eliminar as primeiras por processos competitivos (CONNELL & SLATYER, 1977; CONNELL *et al.*, 1987). Em essência a sucessão seria um processo ligado às habilidades de colonização e de competição entre espécies.

Um ponto central para o uso da abordagem sucessional é determinar o momento no qual o ambiente tem as suas funções restauradas. A probabilidade de o ambiente voltar ao seu estado original após uma perturbação intensa (como a mineração) é praticamente nula. Após a restauração de suas funções, o sistema deve ser capaz de se auto-organizar, independente de forças externas. Desse modo, a sustentabilidade ecológica é máxima no ponto em que os processos do ambiente estão funcionando de modo que a sucessão ecológica possa continuar sem interferência externa (GRIFFITH *et al.*, 2000).

Além da importância da polinização *per se*, os polinizadores vêm sendo utilizados com sucesso como indicadores de qualidade ambiental por alguns pesquisadores (TSCHARNTKE *et al.*, 1998; ALLEN-WARDELL *et al.*, 1998; KEVAN, 1999). Os indicadores ambientais podem ser utilizados por quem está dirigindo o processo de recuperação de uma área alterada para determinar quando a entrada de insumos não é mais necessária, minimizando os custos operacionais. Nessa perspectiva, talvez possamos também utilizar medidas de serviços do ecossistema a fim de determinar níveis de sustentabilidade ecológica.

OBJETIVOS

Os objetivos desta parte do trabalho foram testar as seguintes hipóteses:

1. A taxa de frutificação é diferente entre áreas mineradas recuperadas por diferentes métodos. Áreas recuperadas com plantios que favoreçam a sucessão ecológica naturalmente devem ter uma taxa de produção de frutos maior que áreas recuperadas pelo plantio de monoculturas.
2. As taxas de herbivoria floral possuem relação com o tipo de plantio utilizado na recuperação da área. Em áreas recuperadas pelo plantio de espécies nativas é esperado que haja uma maior diversidade de organismos associados a ela, incluindo inimigos naturais que podem estar controlando surtos de herbívoros nas plantas.
3. A composição e a estrutura da comunidade de abelhas é diferente entre áreas recuperadas por diferentes métodos. Áreas recuperadas por plantios que favorecem a sucessão e o aumento da diversidade favorecem o desenvolvimento de uma comunidade mais rica de abelhas.

Tabela 1. Número de amostras, em cada área, de espécies de *Halictus* estudadas. M – mata nativa; N – plantio de nativas; BN – plantio de bromélias com plantas nativas e B – plantio de brassicas.

Espécies	M	N	BN	B
<i>H. radiatorius</i>	11	1	20	15
<i>H. scutellatus</i>	0	14	0	3
<i>Leucophaea sp.</i>	6	11	4	0
<i>H. fulvipes</i>	3	7	14	0
<i>H. leucopus</i>	20	0	0	26
<i>H. ruber</i>	19	1	3	26

METODOLOGIA

Área de Estudo

Espécies de plantas estudadas

Foram estudadas sete espécies da Família Melastomataceae:

- i) Tribo Miconieae: *Leandra melastomoides* Raddi, *Leandra aurea* (Cham.) Cogn., *L. xanthocoma* (Naudin) Cogn e *Leandra* sp1;
- ii) Tribo Melastomeae: *Tibouchina sellowiana* (Cham.) Cogn., *Tibouchina fothergillae* (DC.) Cogn. e *Tibouchina* cf. *herbacea* (DC.) Cogn.

Foram feitas exsicatas de ramos das plantas em estudo, que estão depositadas no Herbário da Universidade Federal de Viçosa (VIC). As análises das hipóteses deste estudo dependem da distribuição e abundância das espécies em cada local e, como as espécies não estavam presentes nos quatro locais de estudo (Tabela 1), as comparações foram feitas de acordo com sua presença em cada um deles, sendo que as análises foram realizadas apenas quando havia, pelo menos, cinco amostras em cada local.

Tabela 1. Número de amostras, em cada área, de espécies de Melastomataceae estudada. M – mata nativa; N – plantio de nativas; BN – plantio de bracatinga com plantas nativas e B – plantio de bracatinga.

Espécies	M	N	BN	B
<i>L. melastomoides</i>	11	1	20	19
<i>L. xanthocoma</i>	0	18	0	5
<i>Leandra</i> sp.1	6	11	4	0
<i>T. fothergillae</i>	5	7	14	0
<i>T. herbacea</i>	20	0	0	26
<i>T. sellowiana</i>	19	1	5	24

Para testar diferenças das taxas de frutificação entre as áreas

Para testar se a taxa de produção de frutos era diferente entre as áreas, foram selecionados indivíduos das espécies que estavam na época de floração, de modo que cada planta de porte arbustivo ou arbóreo tivesse duas inflorescências marcadas, sendo uma ensacada (para isolar dos polinizadores) e a outra não (de acesso livre aos polinizadores). Para as espécies de pequeno porte (30 a 60 cm de altura), onde não foi possível obter duas inflorescências no mesmo indivíduo, cada indivíduo foi considerado uma amostra independente, sendo uns ensacados e outros não. As inflorescências ou indivíduos foram marcados com fitas coloridas, com um código específico para a espécie e para o indivíduo. O número de flores nos ramos marcados e o número de frutos produzidos foram contados. A proporção de flores que viraram frutos nos ramos ensacados e nos ramos não ensacados foi utilizada para determinar a importância dos agentes polinizadores.

Foi feita uma Análise de Variância (ANOVA) para medidas repetidas (ZAR, 1999) para verificar se os fatores presença de polinizador e tipo de recuperação empregado apresentam alguma influência na proporção de frutos produzidos nas espécies de Melastomataceae. Como as inflorescências ensacadas e não ensacadas estavam na mesma planta, o fator polinização foi considerado medida repetida nesta análise. Se houver influência do tipo de recuperação sobre a presença dos polinizadores, como é esperado, algumas áreas terão a polinização aumentada em relação a outras. Isto equivale dizer que, sob esta hipótese, esperamos encontrar uma interação significativa entre tipo de recuperação e polinização.

Apenas para *T. herbacea* os experimentos de exclusão de polinizadores foram feitos em plantas diferentes. Assim, neste caso as diferenças de polinização em relação ao tipo de área foram feitas utilizando uma ANOVA de duas vias como fatores (com e sem exclusão de polinizadores e tipo de ambiente - mata *versus* bracinga) de acordo com ZAR (1999).

Para testar diferenças nas taxas de herbivoria floral

Foram tomadas medidas de herbivoria floral em cada área e para as diversas espécies vegetais. Nas espécies de inflorescências plurifloras foi analisada a herbivoria na inflorescência não ensacada, de modo categórico, relatando apenas presença ou ausência de herbivoria. Para as espécies cujas inflorescências são parvifloras, foram contados em vários indivíduos, dez flores aleatórias e a proporção delas que possuíam marcas de herbivoria.

Para testar se haviam diferenças entre as taxas de herbivoria floral nas áreas revegetadas por diferentes métodos, em espécies com inflorescência multiflora foi utilizado o teste exato de Fisher (ZAR, 1999), devido ao pequeno número de amostras em algumas espécies. No caso de plantas com inflorescência parviflora a comparação foi feita utilizando Teste t para amostras independentes também, de acordo com ZAR (1999).

Diferenças entre comunidades de abelhas

As coletas de abelhas em flores de Melastomataceae foram realizadas principalmente no período de 8:30-15:30 horas, com poucas amostras no período de 6:30 às 8:00. Cada cinco minutos de coleta em um indivíduo foi considerado uma amostra. Este procedimento foi repetido em plantas escolhidas arbitrariamente dentro de cada local de estudo, incluindo a mata.

As abelhas foram capturadas com rede entomológica e imediatamente sacrificadas em câmara com acetato de etila. Os indivíduos foram guardados em frascos individuais etiquetados, com identificação da réplica, horário e método de recuperação da área. Posteriormente, as abelhas foram montadas e identificadas no Laboratório de Sistemática e Ecologia de Abelhas da UFMG. Entre as coletas quantitativas, foi feita a observação do comportamento dos visitantes nas flores, para determinar quais conseguem retirar pólen e realizar a polinização e quais podem ser considerados pilhadores de pólen.

Foi feita também uma estimativa do número espécies de visitantes por área, utilizando o procedimento Jackknife através do programa de computador EstimateS (COLWELL, 2000). A riqueza de espécies de uma comunidade é sempre estimada com vícios e o procedimento Jackknife foi escolhido por representar uma técnica mais eficiente de corrigi-los (COLWELL & CODDINGTON, 1994). Além disso, foi feita também uma comparação da dissimilaridade entre as áreas utilizando a distância Euclidiana e a técnica de agrupamento pelo método de ligação pelas médias sem pesos (UPGMA) de acordo com MANLY (1994).

RESULTADOS

Taxa de frutificação entre as áreas

O tipo de recuperação de áreas degradadas não afetou a proporção de frutos produzidos para *L. melastomoides* ($F_{(2,47)}= 2,466$; $p=0,096$, Figura 1), *L. xanthocoma* ($F_{(1,19)}=0,003$; $p=0,960$, Figura 1), *Leandra* sp.1 ($F_{(2,17)}=1,796$; $p=0,196$, Figura 1) e *T. fothergillae* ($F_{(2,23)}=1,546$; $p=0,234$, Figura 1). Apenas para *T. sellowiana* houve diferença do nível de frutificação entre as áreas ($F_{(3,45)}=3,378$; $p=0,026$), havendo menor frutificação nas áreas de bracinga com nativas e maiores valores na área de mata (Figura 1).

O nível de frutificação foi igual nas inflorescências isoladas e com acesso a polinizadores para *L. melastomoides* ($F_{(1,47)}=0,586$; $p=0,448$) e não houve interação entre os fatores frutificação e tipo de recuperação ($F_{(2,47)}=1,064$; $p=0,353$). O mesmo ocorreu para *Leandra* sp.1 ($F_{(1,17)}=3,554$; $p=0,077$) e também não houve interação entre esses dois fatores ($F_{(2,17)}=0,260$; $p=0,774$) (Figura 1). Em *L. xanthocoma*, houve maior produção de frutos no tratamento sem acesso a polinizadores ($F_{(1,19)}=9,915$; $p=0,005$) e não houve interação entre os dois fatores ($F_{(1,19)}=1,525$; $p=0,232$).

Para *T. fothergillae* e *T. sellowiana*, houve maior produção de frutos no tratamento com acesso a polinizadores ($F_{(1,23)}=41,850$; $p<0,001$ e $F_{(1,45)}=10,980$; $p=0,002$,

respectivamente). No entanto, não houve interação entre os fatores polinização e tipo de recuperação para *T. fothergillae* ($F_{(1,23)}=2,550$; $p=0,100$), mas houve interação para *T. sellowiana* ($F_{(1,45)}=4,400$; $p=0,008$) Essa interação sugere que algumas áreas sejam mais favoráveis à produção de frutos e isso segue um gradiente que vai da mata, com maior taxa de produção (Comparação *a posteriori* mata vs. outros tratamentos: $F_{(1,45)}=4,043$; $p=0,050$) até a bracatinga com nativas, com a menor taxa de produção de frutos (Figura 1).

Para *T. herbacea* não houve efeito do tipo de ambiente ($F_{(1,42)}=0,032$, $p=0,858$), houve efeito da polinização ($F_{(1,42)}=11,826$, $p=0,001$), e não houve interação entre polinização e tipo de ambiente ($F_{(1,42)}=0,192$, $p=0,663$, Figura 2).

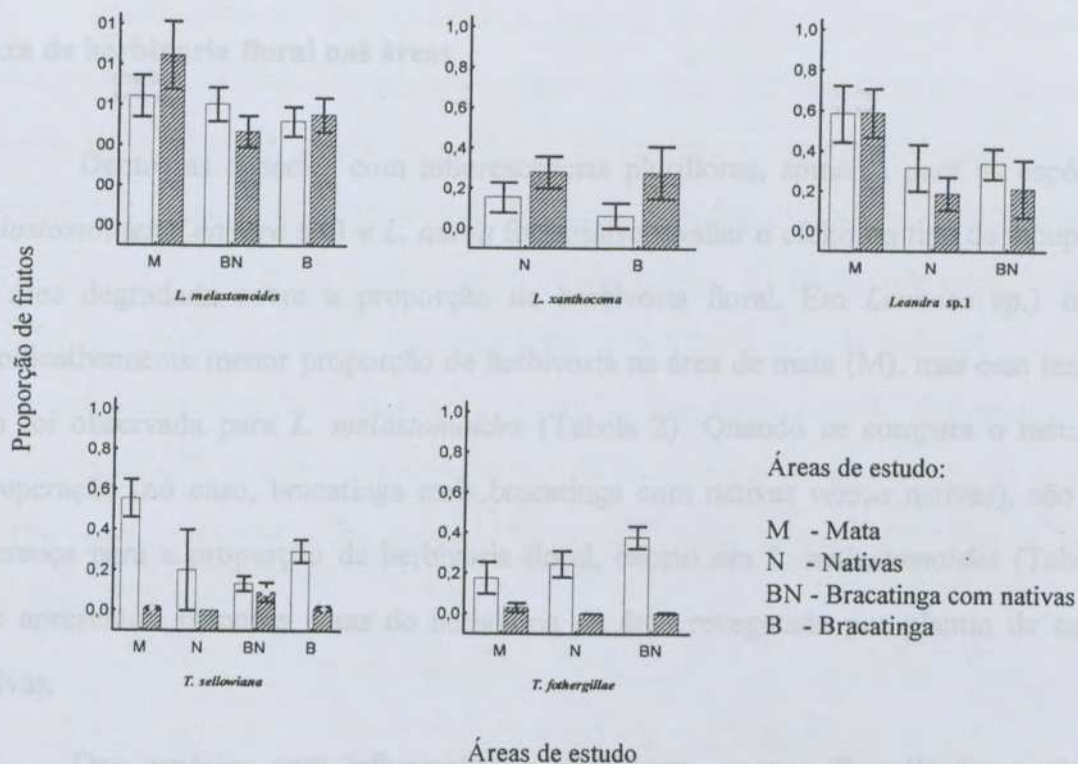


Figura 1. Proporção de frutos produzidos em relação ao tipo de plantio utilizado no processo de revegetação das áreas de estudo. As colunas brancas representam as médias das inflorescências com acesso a polinizadores e as hachuradas representam as médias das inflorescências isoladas de polinizadores, as barras representam o erro padrão.

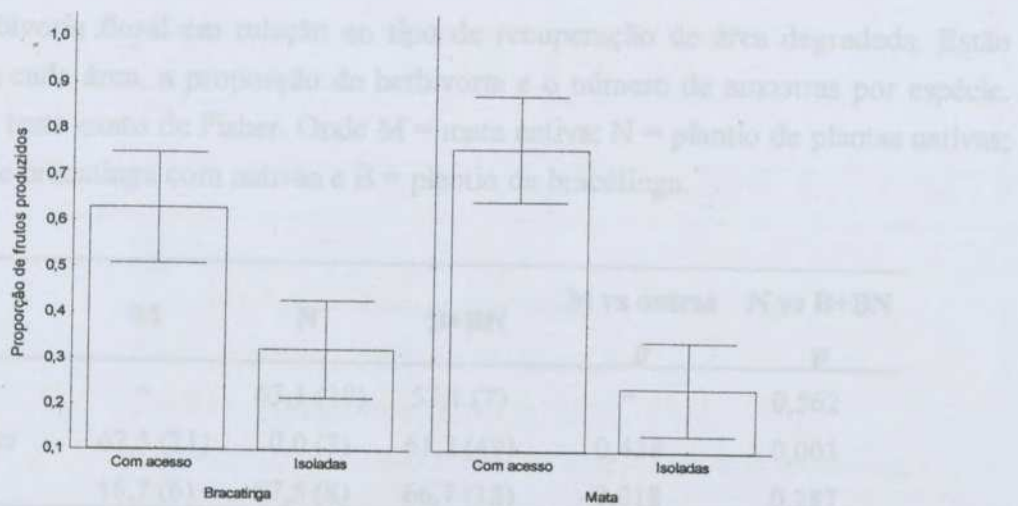


Figura 2. Proporção de frutos produzidos em relação ao tipo de plantio utilizado no processo de revegetação das áreas de estudo, para a espécie *Tibouchina herbacea*. As colunas representam as médias e as barras o erro padrão.

Taxa de herbivoria floral nas áreas

Dentre as espécies com inflorescências plurifloras, somente para as espécies *L. melastomoides*, *Leandra* sp.1 e *L. aurea* foi possível avaliar o efeito do tipo de recuperação de área degradada sobre a proporção de herbivoria floral. Em *Leandra* sp.1 ocorreu significativamente menor proporção de herbivoria na área de mata (M), mas essa tendência não foi observada para *L. melastomoides* (Tabela 2). Quando se compara o método de recuperação (no caso, bracatinga mais bracatinga com nativas *versus* nativas), não existe diferença para a proporção de herbivoria floral, exceto em *L. melastomoides* (Tabela 2), que apresentou menores taxas de herbivoria na área revegetada por plantio de espécies nativas.

Das espécies com inflorescências parvifloras, apenas *T. sellowiana* pôde ser avaliada por ter amostras em mais de um tipo de recuperação de área degradada. Para esta espécie a proporção de herbivoria na área de plantio de nativas foi de 16,7% (n=6) e de 10% (n=9) na área de mata. Essas diferenças não foram estatisticamente significativas (T=-1,095; gl=13; p=0,293).

Tabela 2. Herbivoria floral em relação ao tipo de recuperação de área degradada. Estão expressos para cada área, a proporção de herbivoria e o número de amostras por espécie. Foi utilizado o teste exato de Fisher. Onde M = mata nativa; N = plantio de plantas nativas; BN = plantio de bracatinga com nativas e B = plantio de bracatinga.

Espécie	M	N	B+BN	M vs outras	N vs B+BN
				p	p
<i>L. aurea</i>	-	63,1 (19)	57,1 (7)	-	0,562
<i>L. melastomoides</i>	62,5 (21)	0,0 (7)	61,2 (49)	0,438	0,003
<i>Leandra</i> sp.1	16,7 (6)	87,5 (8)	66,7 (15)	0,018	0,287

Comunidade de abelhas

Abelhas das famílias Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae e Megachilidae foram coletadas nas flores de Melastomataceae. Foram observadas, no total das áreas, 31 espécies de abelhas. O gênero de abelhas mais abundante visitando Melastomataceae foi *Paratrigona* (1 espécie), seguido por *Bombus* (3 espécies) (Tabela 3). A espécie mais abundante foi *Paratrigona subnuda* com 49 indivíduos. As áreas com maior número de espécies observadas foram a bracatinga com 16 e a mata com 14 espécies, seguidas da bracatinga com nativas com 13 espécies e nativas com 12 (Tabela 4). Em geral, o padrão de distribuição de abundâncias de espécies de abelhas nas áreas amostradas seguiu um padrão com muitas espécies raras (1 a 3 indivíduos coletados) e poucas espécies abundantes (Tabela 3).

Tabela 3. Relação de espécies de abelhas visitantes de Melastomataceae encontradas por local. N representa o número de indivíduos coletados.

Local	Espécie	N
Nativa	Apidae	
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	2
	<i>Centris (Melacentris) confusa</i> Moure, 1960	1
	<i>Epicharis (Cyphepicharis) morio</i> Friese, 1924	1
	<i>Exomalopsis (Diomalopsis) bicellularis</i> Michener & Moure, 1957	1
	<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	2
	<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	3
	<i>Trigonopedia</i> sp	8
	Colletidae	
	<i>Zikanapis zikani</i> (Friese, 1925)	1
	Halictidae	
	<i>Augochloropsis cf. brachycephala</i> Moure, 1943	1
	<i>Augochloropsis patens</i> (Vachal, 1903)	1
	<i>Augochloropsis</i> sp.1	1
	Megachilidae	
	<i>Megachile (Moureapis) anthidioides</i> Radszkowski, 1874	1
	<i>Trigonopedia</i> sp	1
Mata	Apidae	
	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	4
	<i>Bombus (Fervidobombus) atratus</i> Franklin, 1913	2
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	6
	<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> (Swederus, 1787)	12
	<i>Centris (Melacentris) confusa</i> Moure, 1960	2
	<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	13
	<i>Scaptotrigona bipunctata</i> (Lepeletier, 1836)	2
	<i>Thygater (Thygater) analis</i> (Lepeletier, 1841)	2
	<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	3
	<i>Trigonopedia</i> sp	5
	<i>Xylocopa (Neoxylocopa) brasilianorum</i> (Linnaeus, 1767)	2
	Colletidae	
<i>Zikanapis zikani</i> (Friese, 1925)	5	

Continua

Tabela 4. Relação de espécies de abelhas visitantes de Melastomataceae encontradas por local. N representa o número de indivíduos coletados. (Continuação)

Local	Espécie	N
Bracatinga	Halictidae	
	<i>Augochloropsis</i> sp.3	1
	<i>Augochloropsis</i> sp.4	1
	Apidae	
	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	1
	<i>Bombus (Fervidobombus) atratus</i> Franklin, 1913	2
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	3
	<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> (Swederus, 1787)	6
	<i>Centris (Melacentris) confusa</i> Moure, 1960	1
	<i>Epicharis (Anepicharis) dejeanii</i> Lepeletier, 1841	1
	<i>Eulaema nigrita</i> (Lepeletier, 1841)	1
	<i>Melipona bicolor</i> Lepeletier, 1836	1
	<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	2
	<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	17
<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	14	
<i>Trigonopedia</i> sp	1	
	Colletidae	
	<i>Zikanapis zikani</i> Friese, 1925	1
	Halictidae	
	<i>Augochloropsis</i> sp.5	1
	<i>Augochloropsis</i> sp.1	1
	<i>Neocorynura</i> sp.	1
Bracatinga com Nativas	Andrenidae	
	<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807	1
	Apidae	
	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	4
	<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> (Swederus, 1787)	5

Continua

Tabela 4. Relação de espécies de abelhas visitantes de Melastomataceae encontradas por local. N representa o número de indivíduos coletados. (Continuação)

Local	Espécie	N
Bracatinga com Nativas	Apidae	
	<i>Melissoptila cf. fulvonigra</i> Urban, 1988	1
	<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947	15
	<i>Thygater (Thygater) palliventris</i> (Friese, 1908)	1
	<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	1
	<i>Trigonopedia sp</i>	4
	Colletidae	
	<i>Zikanapis zikani</i> (Friese, 1925)	2
	Halictidae	
	<i>Augochloropsis sp.1</i>	1
	<i>Augochloropsis patens</i> (Vachal, 1903)	1
	<i>Augochloropsis sp.2</i>	1
	<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	1

Figura 3. Estimativa da riqueza de espécies de abelhas por área, em função do número de amostras tomadas. Os pontos representam as médias e os desvios o intervalo de confiança a 95%.

Apenas na área de mata a estimativa por Jackknife do número de espécies de abelhas visitantes de Melastomataceae atingiu uma assíntota, mas teve o menor número de espécies estimadas (Figura 3). Para as outras áreas, o número de espécies por amostra aumenta tão lentamente que, apesar de terem um número muito grande de amostras, a curva do coletor estimada pelo Jackknife ainda não estabilizou, não sendo possível estimar com precisão o número de espécies visitantes para estes locais (Figura 3). Seriam necessárias mais amostras para se estimar a riqueza local.

Para testar a hipótese de que a similaridade fragmentar aumenta na medida em que a distância entre as áreas diminui, utilizou-se a distância do ponto central de cada área medida com GPS (Sistema de Posição Global – GARMIN II) e a distância Euclidiana estimada através do raster. A correlação entre as duas variáveis foi feita através do Teste de Mantel, segundo MANLY (1994), que mostrou que essa relação existia no caso do presente estudo (Figura 5).

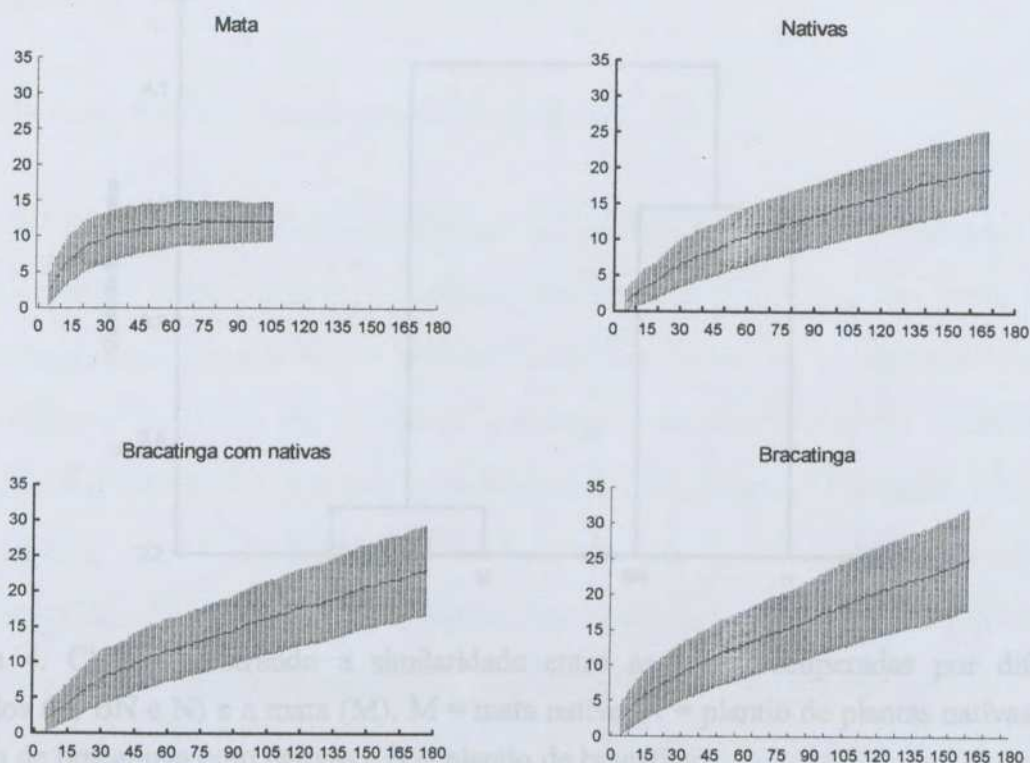


Figura 3. Estimativa da riqueza de espécies de abelhas por área, em função do número de amostras tomado. Os pontos representam as médias e os desvios o intervalo de confiança a 95%.

Em termos de espécies de abelhas comuns entre as áreas, a bracatinga foi muito semelhante à mata, com a qual compartilhou 8 espécies, e a nativa foi mais semelhante à bracatinga com nativas, com a qual compartilhou 5 espécies. Essas semelhanças podem ser devido à proximidade entre as áreas (ver Tabela 1 em Metodologia Geral) ou a um gradiente altitudinal da comunidade (Figura 4).

Para testar a hipótese de que a similaridade faunística aumenta na medida em que a distância entre as áreas diminui, utilizou-se a distância do ponto central de cada área medida com GPS (Sistema de Posição Global – GARMIN II) e a distância Euclideana estimada através do cluster. A correlação entre as duas matrizes foi feita através do Teste de Matel, segundo MANLY (1994), que mostrou que essa relação existiu no caso do presente estudo (Figura 5).

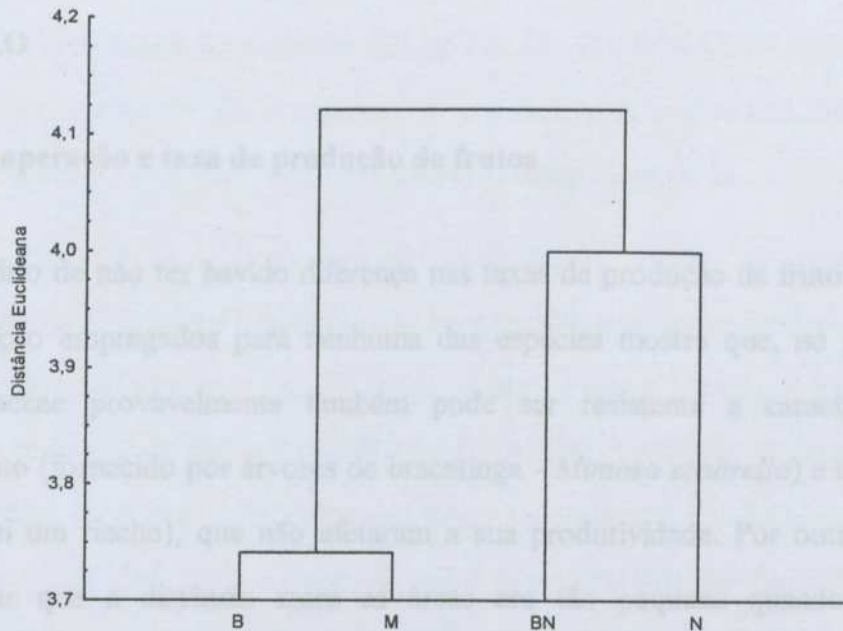


Figura 4. Cluster mostrando a similaridade entre as áreas recuperadas por diferentes métodos (B, BN e N) e a mata (M). M = mata nativa; N = plantio de plantas nativas; BN = plantio de bracatinga com nativas e B = plantio de bracatinga.

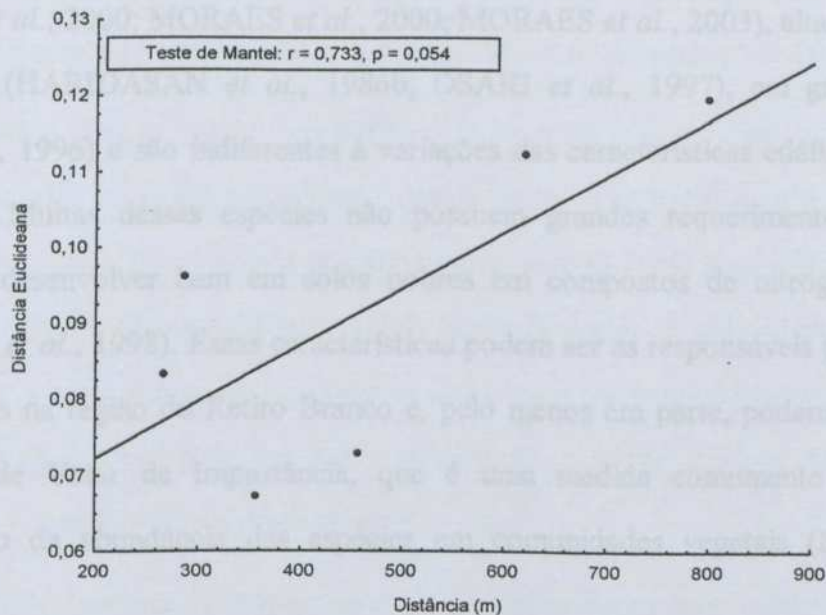


Figura 5. Regressão linear entre a distância entre as áreas e a similaridade faunística.

DISCUSSÃO

Tipo de recuperação e taxa de produção de frutos

O fato de não ter havido diferença nas taxas de produção de frutos entre os tipos de recuperação empregados para nenhuma das espécies mostra que, no geral, a família Melastomataceae provavelmente também pode ser resistente a características como sombreamento (fornecido por árvores de bracatinga - *Mimosa scabrella*) e umidade (a área nativa possui um riacho), que não afetaram a sua produtividade. Por outro lado, não se pode ignorar que a distância entre as áreas era tão pequena quando comparada à capacidade de vôo das abelhas que abelhas não residentes em alguns locais podem estar utilizando áreas consideradas sub-ótimas para fins de nidificação, por exemplo.

As plantas dessa família já são conhecidas na literatura pela grande capacidade de resistir a adversidades ambientais, sendo comuns em áreas com altas taxas de poluição (KLUMPP *et al.*, 2000; MORAES *et al.*, 2000; MORAES *et al.*, 2003), altas concentrações de alumínio (HARIDASAN *et al.*, 1986b; OSAKI *et al.*, 1997), em grandes altitudes (AIDE *et al.*, 1996) e são indiferentes à variações das características edáficas (NAPPO *et al.*, 2000b). Muitas dessas espécies não possuem grandes requerimentos nutricionais, podendo se desenvolver bem em solos pobres em compostos de nitrogênio e fósforo (DENSLOW *et al.*, 1998). Essas características podem ser as responsáveis pela abundância dessas plantas na região do Retiro Branco e, pelo menos em parte, podem explicar o seu alto Índice de Valor de Importância, que é uma medida comumente utilizada para caracterização da abundância das espécies em comunidades vegetais (NAPPO *et al.*, 2000b).

Também não houve diferença entre as taxas de produção de frutos das áreas em recuperação e da mata, com exceção de *T. sellowiana*. Para as espécies que não dependem de polinização, como as pertencentes à tribo Miconieae (ver *Capítulo 1*), poder-se-ia esperar que fatores (p.ex. a qualidade do solo) influenciassem a quantidade de frutos produzidos pela restrição de nutrientes, mas como algumas espécies podem ser até mesmo

estimuladas pela presença de alumínio (OSAKI *et al.*, 1997; WATANABE *et al.*, 1997) e baixas taxas de nutrientes não interferem no seu desempenho (DENSLOW *et al.*, 1998), realmente não deveríamos encontrar uma diferença entre essas áreas.

As espécies que dependem de polinização, como as espécies da tribo Melastomeae (ver *Capítulo 1*), poderiam sofrer uma diminuição na produtividade de frutos por falta de polinizadores, pois, teoricamente, quanto maior a taxa de visitação maior deve ser a taxa de produção de frutos (HEINRICH & RAVEN, 1972). Se isso realmente ocorrer, é esperado que: i) plantas com diferentes taxas de visitação por local tenham taxas de produção de frutos distintas e ii) quanto maior a proximidade da fonte de polinizadores (mata), maior deve ser a taxa de polinização. Alguns estudos de agroecossistemas têm mostrado que esse diferencial na produção de frutos proporcionado pela proximidade de florestas realmente ocorre (STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE, 1999; BOTI, 2001; ROUBIK, 2002a; ROUBIK, 2002b; DE MARCO & COELHO, 2003). O efeito da intensidade de polinização devido à presença de florestas nas proximidades deve, então, ser importante também para processos como a recuperação de áreas degradadas.

O Retiro Branco possui uma região extensa coberta por floresta cobrindo uma das suas encostas. Das áreas de recuperação estudadas, a mais próxima é a revegetada por plantio de bracatinga (B), depois a bracatinga com nativas (BN) e depois aquela onde foi plantada nativas (N). Observa-se que os dois locais de maior produtividade de frutos para *T. sellowiana*, a mata e a bracatinga, são as áreas mais próximas dessa região de floresta. Isso pode ser um indicativo de que a distância de uma possível fonte de abelhas (floresta) interfere na produção de frutos desse sistema.

Explicações como as acima são frágeis, pois, as áreas do presente estudo formam um mosaico de áreas de vegetação preservada, áreas em início de sucessão e em fases mais avançadas. Existem ainda dois aspectos que contrariam essas hipóteses: i) As áreas de estudo estão tão próximas entre si e da mata, que não deveria haver efeito de nível de polinização entre áreas e ii) As abelhas que potencialmente polinizam essas plantas são capazes de vôos longos e foram encontradas em todas as áreas, variando o número de

espécies e a abundância de cada uma. Isso pode explicar o fato de ter havido efeito entre áreas apenas para uma das espécies de *Tibouchina*.

Taxa de herbivoria floral entre as áreas

A área que sofreu menor taxa de herbivoria floral foi a mata, onde é pressuposto que os inimigos naturais dos herbívoros estejam presentes (DENNIS & FRY, 1992; FRENCH *et al.*, 2001), seguido pela área revegetada pelo plantio de nativas, que deve favorecer mais a presença desses organismos em relação às outras áreas estudadas. Muitos outros tipos de sistemas, como monoculturas de eucalipto e cultivos agrícolas, sofrem com a baixa heterogeneidade ambiental (BRAGANÇA *et al.*, 1998b) por terem altos níveis de predação. Esses sistemas são favoráveis ao surgimento de pragas, pois os controladores naturais não estão presentes nesses locais. Isso também foi verificado neste trabalho para a espécie *Leandra* sp.1. Tem-se sugerido para diminuir os efeitos de herbivoria e aumentar os níveis populacionais de controladores biológicos a utilização de sistemas agroecológicos, como a intercalação de faixas de vegetação natural no meio de plantações (BRAGANÇA *et al.*, 1998a; BRAGANÇA *et al.*, 1998b).

No presente trabalho, a herbivoria floral não interferiu na medida de frutificação e por isso será aqui considerada como de baixa intensidade. No entanto, é possível que a herbivoria esteja sendo minimizada pela presença de pequenas áreas de florestas preservadas (próximas a cursos d'água ou dentro do Retiro Branco) e de florestas secundárias (que foram exploradas para outros fins que não mineração, há muitos anos) que formam um mosaico nessa região e que podem ser fontes de inimigos naturais nas áreas em processo de recuperação. A dinâmica de movimentação entre inimigos naturais em áreas próximas a plantios têm sido largamente documentada (DENNIS & FRY, 1992) e a estrutura da paisagem na região favoreceria este fenômeno.

Trabalhos recentes têm mostrado que esses dois processos que podem ser considerados, até certo ponto, antagônicos (polinização e herbivoria) podem ter várias

conseqüências para comunidades e populações de plantas quando são alterados, podendo mudar a direção de processos de sucessão, levando à formação de áreas homogêneas de gramíneas (CARSON & ROOT, 1999), podendo anular um ao outro ou diminuir a sua intensidade (HERRERA, 2000). Esse tipo de efeito pode ser considerado prejudicial quando tratamos da recuperação de áreas degradadas com o objetivo de harmonizar as áreas em questão com o entorno, quando este é composto de florestas ou vegetações que não seguem o referido padrão (paisagens homogêneas ou compostas por gramíneas).

É possível também que as diferenças na produtividade das espécies em relação ao ambiente não sejam simplesmente dependentes da polinização, da herbivoria ou das características edáficas, mas sim de uma interação de todos esses fatores. O problema em se testar esse tipo de hipótese é a dificuldade de acompanhamento em campo, além do grande número de amostras necessário para aumentar o poder dos testes estatísticos e do controle dessas variáveis. Se, por um lado, o controle de várias variáveis ajuda a entender os processos ecológicos que estão acontecendo, por outro, eles podem mascarar a ocorrência de interação entre diversos fatores e, portanto, seus resultados não podem ser extrapolados para sistemas naturais.

Comunidade de abelhas

Considera-se que através da curva do coletor produzida por meio do procedimento Jackknife é possível estimar o número de espécies numa comunidade a partir do momento que, apesar de aumentar o número de amostras, o número de espécies continua o mesmo. Usando este critério, só foi possível estimar a quantidade de espécies de abelhas na área de mata. Apesar do grande número de amostras, a estimativa do número de espécies das outras áreas continua aumentando lentamente, mas ainda são maiores que o número de espécies estimado na mata.

Existe uma dificuldade muito grande em se estimar riqueza de espécies de abelhas em áreas de mata, pois os recursos que esses organismos utilizam geralmente concentram-

se no dossel, que é, por sua vez, o estrato onde eles têm maior facilidade de vôo por ser aberto. Algumas poucas espécies localizam-se prioritariamente no interior da mata nas áreas sombreadas, em especial os Meliponíneos. Essa diferença pode dever-se, entre outros, à diferente composição e abundância de espécies de Melastomataceae entre as áreas. A estimativa deste trabalho não pode ser extrapolada como sendo a fauna de abelhas das áreas, mas a fauna de abelhas visitantes de Melastomataceae em cada área.

Se isto estiver acontecendo, então, o fato das espécies de *Tibouchina* que possuem as maiores taxas de visitação, estarem em maior abundância e mais homoganeamente distribuídas na área bracinga e em menor abundância nas áreas mata, nativa e bracinga com nativas, pode ter desfavorecido a presença de visitantes nas plantas nessas áreas. O número observado de abelhas nessas áreas pode ter sido menor não porque elas não estavam presentes, mas porque havia outros recursos nessas áreas em maior abundância ou de mais fácil acesso.

Locais com maior densidade de plantas tendem a concentrar polinizadores e têm seu sucesso reprodutivo aumentado (TOMIMATSU & OHARA, 2002). Casos onde as plantas estão em menor densidade e mais agregadas os polinizadores tendem a visitar flores do mesmo indivíduo, favorecendo a autofecundação, e, conseqüentemente, aumentando a taxa de endogamia e podendo diminuir o seu sucesso reprodutivo.

Baseado na curta distância entre as áreas, não seria esperado diferenças na similaridade faunística entre as áreas. Algumas abelhas podem deslocar-se a grandes distâncias durante as atividades de forrageamento, podendo voar de 2km a até 8km de distância (ver revisão em DRAMSTAD *et al.*, 2002). Segundo BARTHOLOMEW (1981), quanto maior o tamanho corporal, maior é a capacidade de produção de calor pelos músculos associados ao vôo e maior é sua capacidade de retenção de calor. Estas características são encontradas em aves, mamíferos e em alguns invertebrados, incluindo abelhas de grande porte, conhecidas comumente como mamangavas (BARTHOLOMEW, 1981). No entanto, a despeito da grande capacidade de vôo dessas abelhas, áreas mais distantes foram dissimilares.

A teoria do forrageamento ótimo prediz que deve haver um balanço energético positivo para o predador, que equilibra o tempo de procura pela presa e o ganho energético (CHARNOV, 1976). Aplicando essa idéia, pode-se considerar que, se uma planta é muito abundante, as abelhas devem permanecer menos tempo em cada planta para evitar o gasto de tempo em plantas com menos recompensa ou de menores valores energéticos. Se a planta é rara ou se ela se encontra em agregados distantes entre si, as abelhas devem gastar mais tempo em cada planta ou agregado de plantas para compensar o gasto energético em procurar outras fontes de recursos, reduzindo sua eficiência como polinizadoras por proporcionar maior taxa de autofertilização. É possível que isso tenha ocorrido neste trabalho, baseado no fato de ter havido uma relação inversa entre a similaridade das áreas e a distância entre elas. É possível também, segundo a mesma teoria apresentada acima, que em áreas onde os recursos florais são mais raros essa relação (similaridade *versus* distância) seja menor.

Considerações sobre a sustentabilidade ecológica do sistema

Os resultados sugerem que todos os tipos de recuperação possuem condições favoráveis à manutenção de populações de espécies da tribo Miconieae. Isso devido ao fato delas serem agamospérmicas (ver *Capítulo 1*) e, portanto, não dependerem da polinização e serem muito resistentes a características abióticas encontradas nesses sistemas, como a baixa concentração de nutrientes e a alta concentração de alumínio. Um exemplo semelhante mostrando o aumento do sucesso como colonizadoras para espécies de plantas agamospérmicas foi apresentado por DUPONT (2002) para *Lindera glauca* (Lauraceae). No caso das espécies da tribo Melastomeae, as áreas são igualmente produtivas, mas ainda não atingiram o nível funcional de polinização semelhante aos das áreas de mata nativa.

É possível que diferentes guildas de plantas exijam diferentes descritores de sustentabilidade: i) para espécies muito dependentes de polinização e com dispersão pelo vento (tribo Melastomeae), a sustentabilidade pode ser medida em termos de polinização,

mas ii) as espécies com baixo investimento em polinização, ou com ocorrência de agamospermia, (tribo Miconieae), que possuem grande dependência de dispersores, devem ter como melhor descritor de sustentabilidade a dispersão e germinação de sementes.

Um passo interessante agora seria aprofundar estudos a respeito da importância de dispersores para plantas com características semelhantes às da tribo Miconieae. Estes estudos podem determinar quais espécies de dispersores podem ser chaves na colonização e manutenção de algumas dessas espécies e a possibilidade de utilizar o processo de dispersão como medida de sustentabilidade ecológica dentro do processo de recuperação de áreas degradadas.

As características de integridade dos processos de polinização das espécies de Melastomataceae revelados neste estudo, para diferentes métodos de recuperação, não podem ser separadas da situação particular do Retiro Branco. A presença de matas que servem como fontes de espécies para a manutenção desse processo e para o controle de herbívoros deve ser considerada chave para o sucesso deste sistema. O planejamento das atividades mineradoras, de forma a manter áreas com vegetação nativa que possam desempenhar este papel, deve ser fortemente incentivado como estratégia de redução dos custos ambientais do empreendimento e garantia da rápida recuperação dos processos mantenedores da diversidade dos sistemas sob recuperação ambiental.

4. Quanto maior a distância entre as áreas de estudo, maior é a diversidade que ocorre.

5. Processos que envolvem as espécies de plantas podem ser utilizados para medir sustentabilidade de áreas distintas. Para plantas que necessitam de polinização, podemos utilizar medidas de sua presença com sucesso. Para plantas que não necessitam de polinização, outras critérios, como presença de dispersores e intensidade de dispersão, podem ser utilizados como descritor para indicação de sustentabilidade.

CONCLUSÃO

1. Os tipos de recuperação empregados não afetaram a produtividade de frutos das espécies de Melastomataceae na área do Retiro Branco, porque algumas têm baixos requerimentos de recursos como nutrientes do solo e luminosidade e não dependem de polinizadores, e outras, as espécies que necessitam de polinizadores, são beneficiadas pela paisagem local, onde áreas em recuperação juntamente com a mata podem estar fornecendo substratos para nidificação e recursos alimentares em abundância;
2. As taxas de herbivoria floral são afetadas pela heterogeneidade ambiental, sendo maiores nas áreas recuperadas por bracatinga ou bracatinga com nativas (menor heterogeneidade) do que na área recuperada pelo plantio de nativas (maior heterogeneidade), provavelmente associada à abundância e diversidade de inimigos naturais;
3. A área de mata teve a menor riqueza de abelhas visitantes de Melastomataceae estimada, possivelmente devido às dificuldades de coleta em áreas de mata, pois há uma menor quantidade de recursos disponíveis no estrato vegetal mais baixo, onde as amostras são feitas, e, devido também, à pequena riqueza e abundância de espécies de Melastomataceae nessa área. A área recuperada pelo plantio de nativas possui espécies mais peculiares do que as outras, incluindo a área de mata.
4. Quanto maior a distância entre as áreas de estudo, maior é a dissimilaridade entre elas.
5. Processos que envolvem as espécies de plantas podem ser utilizados para medir sustentabilidade de áreas distintas. Para plantas que necessitam de polinização, podemos utilizar medidas desse processo com sucesso. Para plantas que não necessitam de polinização, outros critérios, como presença de dispersores e intensidade de dispersão, possuem um potencial não explorado para indicação de sustentabilidade.

6. O Retiro Branco pode ser considerado um local privilegiado em termos de potencial para recuperação, pois possui uma grande fonte de espécies de fauna e flora nas suas proximidades, mas, ainda assim, funções básicas como polinização não atingiram um nível que pudesse ser considerado ótimo (igual ao da mata nativa).

- Puerto Rico. *Biotropica* 28:537-548.
- AIZEN, M. A., & FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75:310-331.
- ALLEN-WARDELL, G., BERNHARDT, P., BITNER, R., BURQUEZ, A., BUCHMANN, S., CANE, J., COX, P. A., DALTON, V., FEISINGER, P., INGRAM, M., INOUE, D., JONES, C. E., KENNEDY, K., KEVAN, P., KODPOWETZ, H., MEDILLIN, R., MEDILLIN-MORALES, S., NABHAN, G. P., PAVLIK, B., TEPEDINO, V., TORCHIO, P. & WALKER, S. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* 12:6-17.
- BARTHOLÓMEW, G. A. 1981. A matter of size: an examination of endothermy in insects and terrestrial vertebrates. In B. Heinrich editor, *Insect thermoregulation*. John Wiley & Sons, New York, Pg. 46-78.
- BOHL, J. B. 2001. Polinização entomófila de ginsengira (*Psidium guajava* L., Myrtaceae): Influência de fragmentos florestais próximos aos pomares na região de Santa Terra, Espírito Santo. Dissertação UFV, Vitória.
- DRAGANCA, M. A. L., DESOUZA, O. & ZANUNCIO, J. C. 1998a. Environmental heterogeneity as a strategy for pest management in *Eucalyptus* plantations. *Forest Ecology and Management* 102:9-12.
- DRAGANCA, M. A. L., ZANUNCIO, J. C., PICANÇO, M. & LARANJEIRO, A. 1998b. Effects of environmental heterogeneity on Lepidoptera and Hymenoptera populations in *Eucalyptus* plantations in Brazil. *Forest Ecology and Management* 103:287-292.

LITERATURA CITADA

- AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K., ROSARIO, M. e MARCANO, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* **28**:537-548.
- AIZEN, M. A., e FEINSINGER, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* **75**:330-351.
- ALLEN-WARDELL, G., BERNHARDT, P., BITNER, R., BURQUEZ, A., BUCHMANN, S., CANE, J., COX, P. A., DALTON, V., FEISINGER, P., INGRAM, M., INOUE, D., JONES, C. E., KENNEDY, K., KEVAN, P., KOPOWETZ, H., MEDELLIN, R., MEDELLIN-MORALES, S., NABHAN, G. P., PAVLIK, B., TEPEDINO, V., TORCHIO, P. e WALKER, S. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* **12**:8-17.
- BARTHOLOMEW, G. A. 1981. A matter of size: an examination of endothermy in insects and terrestrial vertebrates. *in* B. Heinrich editor. *Insect thermoregulation*. John Wiley & Sons, New York. Pg. 46-78
- BOTI, J. B. 2001. Polinização entomófila da gioabeira (*Psidium guajava* L., Myrtaceae): Influência de fragmentos florestais próximos aos pomares na região de Santa Teresa, Espírito Santo. Dissertação. UFV, Viçosa.
- BRAGANÇA, M. A. L., DESOUZA, O. e ZANUNCIO, J. C. 1998a. Environmental heterogeneity as a strategy for pest management in *Eucalyptus* plantations. *Forest Ecology and Management* **102**:9-12.
- BRAGANÇA, M. A. L., ZANUNCIO, J. C., PICANÇO, M. e LARANJEIRO, A. 1998b. Effects of environmental heterogeneity on Lepidoptera and Hymenoptera populations in *Eucalyptus* plantations in Brazil. *Forest Ecology and Management* **103**:287-292.

- BUCHMANN, S. L. 1983. Buzz pollination in angiosperms. *in* C. E. Jones, and R. J. C. P. Little editors. Handbook of experimental pollination biology. Van Nostrand Reinhold Company Inc. Pg. 1-274
- CAMPELLO, E. F. C. 1998. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. *in* L. E. Dias, and J. W. V. C. Mello editors. Recuperação de áreas degradadas. UFV, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. Pg. 183-196
- CARSON, W. P., e ROOT, R. B. 1999. Top-down effects of insect herbivores during early succession: influence on biomass and plant dominance. *Oecologia* (Berlin) **121**:260-272.
- CHARNOV, E. L. 1976. Optimal foraging, the marginal value theorem. *Theoretical Population Biology* **9**:129-136.
- CLEMENTS F. E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, Publ. 242, Washington, D.C.
- COLLINGE, S. K. 2000. Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology* **81**:2211-2226.
- COLWELL, R. K. 2000. Estatistical estimation of species richness and shared species from samples (EstimateS). [6.0b1]:
- COLWELL, R. K., e CODDINGTON, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* **345**:101-118.
- CONNELL, J. H., NOBLE, I. R. e SLATYER, R. O. 1987. On the mechanisms producing successional change. *Oikos* **50**:136-137.
- CONNELL, J. H., e SLATYER, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* **111**:1119-1144.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S. e GRASSO, M. 1997. The value the world's service and natural capital. *Nature* **387**:253-260.

- DE MARCO, P. JR., and F. M. COELHO 2003. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation* *in press*.
- DEFIGUEIREDO, R. A., e LONGATTI, C. A. 1997. Ecological aspects of the dispersal of a Melastomataceae by marmosets and howler monkeys (Primates: Platyrrhini) in a semideciduous forest of southeastern Brazil. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie* **52**:3-8.
- DENNIS, P., e FRY, G. L. A. 1992. Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agricultural Ecosystems and Environment* **40**:95-115.
- DENSLOW, J. S., ELLISON, A. M. e SANFORD, R. E. 1998. Treefall gap size effects on above and below ground processes in a tropical wet forest. *Journal of Ecology* **86**:597-609.
- DRAMSTAD, W. E., FRY, G. L. A. e SCHAFFER, M. J. 2002. Bumblebee foraging—is closer really better? *Agriculture Ecosystems & Environment* **95**:349-357.
- DUPONT, Y. L. 2002. Evolution of apomixis as a strategy of colonization in the dioecious species *Lindera glauca* (Lauraceae). *Population Ecology* **44**:293-297.
- FIGUEIREDO, R. A. 1993. Ingestion of *Ficus enormis* seeds by howler monkeys (*Alouatta fusca*) in Brazil: effects on seed germination. *Journal of Tropical Ecology* **9**:541-543.
- FOSTER, B. L., e GROSS, K. L. 1998. Species richness in a successional grassland: Effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* **79**:2593-2602.
- FRENCH, B. W., ELLIOTT, N. C., BERBERET, R. C. e BURD, J. D. 2001. Effects of riparian and grassland habitats on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in adjacent wheat fields. *Environmental Entomology* **30**:225-234.
- GOLDENBERG, R., e VARASSIN, I. G. 2001. Sistemas reprodutivos de espécies de Melastomataceae da Serra do Japi, Jundiá, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **24**:283-288.

- GOVERDE, M., SCHWEIZER, K., BAUR, B. e ERHARDT, A. 2002. Small-scale habitat fragmentation effects on pollinator behavior: experimental evidence from the bumblebee *Bombus veteranus* on calcareous grasslands. *Biological Conservation* **104**:293-299.
- GRIFFITH, J. J., DIAS, L. E. e DE MARCO, P. JR. 2000. A recuperação ambiental. *Ação Ambiental* **10**:8-11.
- GRIFFITH, J. J., DIAS, L. E. e JUCKSCH, I. 1996. Recuperação de áreas degradadas usando vegetação nativa. *Saneamento Ambiental* **37**:28-37.
- GROOM, M. J. 2001. Consequences of subpopulation isolation for pollination, herbivory, and population growth in *Clarkia concinna concinna* (Onagraceae). *Biological Conservation* **100**:55-63.
- GROSS, C. L. 1993. The Breeding System and Pollinators of *Melastoma affine* (Melastomataceae) - A Pioneer Shrub in Tropical Australia. *Biotropica* **25**:468-474.
- GROSS, C. L., e MACKAY, D. 1998. Honeybees reduce fitness in the pioneer shrub *Melastoma affine* (Melastomataceae). *Biological Conservation* **86**:169-178.
- HARIDASAN, M., PAVIANI, T. I. e SCHIAVINI, I. 1986. Localization of aluminum in the leaves of some aluminum-accumulating species. *Plant Soil* **94**:435-437.
- HEARD, T. A. 1999. The role of stingless bees in crop pollination. *Annual Review of Entomology* **44**:183-206.
- HEINRICH, B., e RAVEN, P. H. 1972. Energetics and pollination ecology. *Science* **176**:597-602.
- HERRERA, C. M. 2000. Measuring the effects of pollinators and herbivores: Evidence for non-additivity in a perennial herb. *Ecology* **81**:2170-2176.
- HOLL, K. D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology* **6**:253-261.
- HULOT, F. D., LACROIX, G., LESCHER-MOUTOUE, F. O. e LOREAU, M. 2000. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature* **405**:340-344.

- KAREIVA, P. 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* **326**:388-390.
- KEVAN, P. G. 1999. Pollinators as bioindicators of the state of environment: species, activity and biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment* **74**:373-393.
- KLUMPP, G., FURLAN, C. M., DOMINGOS, M. e KLUMPP, A. 2000. Response of stress indicators and growth parameters of *Tibouchina pulchra* Cogn. exposed to air and soil pollution near the industrial complex of Cubatão, Brazil. *Science of the Total Environment* **246**:79-91.
- LAMONT, B. B., KLINKHAMER, P. G. L. e WITKOWSKI, E. T. F. 1993. Population fragmentation may reduce fertility to zero in *Bankisia goodii* - a demonstration of the Allee effect. *Oecologia (Berlin)* **94**:446-450.
- LAWTON, J. I. L., e BROWN, V. K. 1993. Redundancy in ecosystems. *in* E. D. Schulze, and H. A. C. P. Mooney editors. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag. Pg. 255-270
- MANLY B. F. J. 1994. *Multivariate Statistical Methods: A Primer*, 2st. Chapman and Hall, London.
- MCGRADY-STEED, J., HARRIS, P. M. e MORIN, P. J. 1997. Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature* **390**:162-165.
- MELO, V. A., GRIFFITH, J. J., DE MARCO, P. JR., SILVA, E., SOUZA, A. L., GUEDES, M. C. e OZÓRIO, T. F. 2000. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. *Revista Árvore* **24**:235-240.
- MORAES, R. M., DELITTI, W. B. C. e MORAES, J. A. P. V. 2000. Respostas de indivíduos jovens de *Tibouchina pulchra* Cogn. à poluição aérea de Cubatão, SP: fotossíntese líquida, crescimento e química foliar. *Revista Brasileira de Botânica* **23**:443-449.
- MORAES, R. M., DELITTI, W. B. C. e MORAES, J. A. P. V. 2003. Gas exchange, growth, and chemical parameters in a native Atlantic forest tree species in polluted areas of Cubatao, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **54**:339-345.

- MYSTER, R. W. 1997. Seed predation, disease and germination on landslides in Neotropical lower montane wet forest. *Journal of Vegetation Science* **8**:55-64.
- NAPPO, M. E., OLIVEIRA-FILHO, A. T. e MARTINS, S. V. 2000. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Betham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. *Ciência Florestal, Santa Maria* **10**:17-29.
- NATHAN, R., SAFRIEL, U. N., NOY-MEIR, I. e SCHILLER, G. 2000. Spatiotemporal variation in seed dispersal and recruitment near and far from *Pinus halepensis* trees. *Ecology* **81**:2156-2169.
- OSAKI, M., WATANABE, T. e TADANO, T. 1997. Beneficial effect of aluminum on growth of plants adapted to low pH soils. *Soil Science and Plant Nutrition* **43**:551-563.
- PASSOS, F. C. 1991. *Leontopithecus chrysopygus* (Primates) como dispersor de sementes. *Anais do Seminário Regional de Ecologia VI*:505-514.
- PROCTOR M., YEO, P. e LACK, A. 1996. *The Natural History of Pollination*. Timber Press, Portland, Oregon.
- RODRIGUES, M., OLMOS, F. e GALETTI, M. 1993. Seed dispersal by tapir in southeastern Brazil. *Mammalia* **57**:460-461.
- ROUBIK, D. W. 2002a. Feral African bees augment neotropical coffee yield. *in* P. Kevan, and V. L. Imperatriz-Fonseca editors. *Pollinating Bees - The Conservation Link Between Agriculture and Nature*. Ministry of Environment, Brasília. Pg. 255-266
- ROUBIK, D. W. 2002b. Tropical agriculture: The value of bees to the coffee harvest. *Nature* **417**:708.
- STEFFAN-DEWENTER, I., e TSCHARNTKE, T. 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia (Berlin)* **121**:432-440.
- SYMSTAD, A. J., TILMAN, D., WILSON, J. e KNOPS, J. M. H. 1998. Species loss and ecosystem functioning: effects of species identity and community composition. *Oikos* **81**:389-397.

- TOMIMATSU, H., e OHARA, M. 2002. Effects of forest fragmentation on seed production of the understory herb *Trillium camschatcense*. *Conservation Biology* **16**:1277-1285.
- TSCHARNTKE, T., GATHMANN, A. e STEFFAN-DEWENTER, I. 1998. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology* **35**:708-719.
- WATANABE, T., OSAKI, M. e TADANO, T. 1997. Aluminum-induced growth stimulation in relation to calcium, magnesium, and silicate nutrition in *Melastoma malabathricum* L. *Soil Science and Plant Nutrition* **43**:827-837.
- ZAR J. H. 1999. *Biostatistical analysis*, 4nd. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

