

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS
UNIFAL – MG

TAMIRES GONÇALVES

**PASTURE TREES: REGENERATION, FARMER MANAGEMENT OR ORIGINAL
FLORA REMNANT?**

ALFENAS, MG
2015

TAMIRES GONÇALVES

**PASTURE TREES: REGENERATION, FARMER MANAGEMENT OR ORIGINAL
FLORA REMNANT?**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos

ALFENAS, MG

2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal de Alfnas

Gonçalves, Tamires.

Pasture Trees: regeneration, farmer management or original flora remnant? / Tamires Gonçalves. -- Alfnas - MG, 2015.

86 f.

Orientador: Flavio Nunes Ramos.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) -
Universidade Federal de Alfnas, 2015.

Bibliografia.

1. Biodiversidade - Arvores. 2. Biodiversidade - Conservação.
3. Pastagem – Manejo. I. Ramos, Flavio Nunes. II. Título.

CDD-577.34

TAMIRES GONÇALVES

**PASTURE TREES: REGENERATION, FARMER MANAGEMENT OR ORIGINAL
FLORA REMNANT?**

A Banca examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais. Área de concentração: Meio Ambiente Sociedade e Diversidade Biológica.

Aprovado em: 27 de março de 2015.

Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos
Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: 

Prof.ª Dr.ª Adriana Maria Zanforlin Martini
Instituição: USP

Assinatura: 

Prof. Dr. Eduardo van den Berg
Instituição: UFLA

Assinatura: 

Dedico aos meus pais, irmãos e amigos, pelo apoio na realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Simone e Marcelo, pelo amor, carinho e dedicação durante toda minha vida e pelos ensinamentos indispensáveis à minha formação. Aos meus irmãos, Tamara e Marcelo Filho, pelas conversas e carinho nos momentos difíceis, à minha irmãzinha Laura, por me mostrar que a vida vale à pena.

Ao meu orientador, prof. Flavio Nunes Ramos, pela oportunidade que me ofereceu desde a graduação. Pela forma sincera e divertida com a qual me passou seus ensinamentos e conselhos, por sua confiança e paciência durante a graduação e pós-graduação. E também pelo exemplo de profissional que desejo ser um dia!

Ao meu co-orientador, Hisaias de Souza Almeida, pela sua valiosa ajuda na identificação das plantinhas! Por suas sugestões no delineamento experimental, ajuda na procura das áreas de estudo e campos piloto. Sem sua contribuição o caminho até aqui teria sido muito mais árduo! Muito obrigada!

Ao Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais (ECOFRAG), especialmente aos profs. Érica Hasui e Rogério Grassetto, pelas valiosas sugestões no projeto de mestrado e pelos ensinamentos passados desde a graduação.

À amiga, Carol Cambraia, pela fundamental ajuda em campo e no desenvolvimento do artigo, pelos conselhos e incentivos, e, principalmente, pela amizade, carinho e bons momentos compartilhados! Obrigada por ter se juntado a nós! Você foi essencial para este trabalho!

À amiga Gabi Leme, pela amizade, carinho e cafezinhos com bolo e risadas nos finais de tarde! Os bons momentos compartilhados com você amenizaram a desgastante fase final do mestrado! Muito obrigada mesmo!

Ao Gustavo Marinho, pelo companheirismo, apoio e ajuda em campo.

Aos amigos Driéli C. Vergne, João Pedro C. Elias, Mariane P. Zanatta e Paulo F. Carlstrom pela valiosa ajuda e risadas compartilhadas nos trabalhos de campo! Vocês foram parte essencial deste trabalho! Só tenho a agradecer pela disposição!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental e à Universidade Federal de Alfenas por esta oportunidade. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela bolsa concedida. À secretária do PPG-ETA, Janaína Mara, por sua eficiência fundamental ao programa.

À banca avaliadora pela disponibilidade e considerações.

E por fim, agradeço a todas as pessoas que estiveram ao meu lado nessa fase da minha vida, me apoiando e contribuindo para meu crescimento pessoal e acadêmico. MUITO OBRIGADA!

“... from so simple a beginning endless forms most beautiful and most wonderful have been, and are being, evolved.”

(Charles Darwin)

RESUMO

Embora seja um consenso crescente que o declínio das árvores isoladas em paisagens agrícolas merece urgente atenção, tais elementos não têm sido considerados em estratégias conservacionistas. Isso se deve, em parte, à escassez de conhecimento a respeito dos fatores que afetam estas árvores. Poucos são os estudos que abordam as relações entre as práticas de manejo de pastagens e a abundância e riqueza do componente arbóreo em pastos, sendo que o efeito do distanciamento de manchas florestais é ainda pouco compreendido. Diante disso, os objetivos deste estudo foram (i) descrever a composição de espécies e a estrutura de tamanho de árvores dispersas em pastagens, bem como (ii) investigar se a distância de fragmentos florestais remanescentes e o manejo do pecuarista afetam tal composição e estrutura. Este estudo foi realizado em nove pastagens no Sul de Minas Gerais. Todas as árvores com diâmetro à altura do peito (d.a.p) ≥ 5 cm foram mensuradas e identificadas em 1,96 ha em cada pasto (17,65 ha de pastagem amostrada). No total foram identificadas 700 árvores, pertencentes a 30 famílias e 90 espécies. Com o aumento da distância de fragmentos florestais, a abundância e a riqueza decrescem, porém não foi encontrada relação entre a estrutura de tamanho e a variável distância. As espécies mais importantes encontradas são, em sua maioria, características de fases iniciais de sucessão e, algumas delas, são exóticas. Foi possível concluir que o processo de regeneração natural é o fator determinante sobre a abundância e riqueza em seis pastos estudados, e que o manejo do pecuarista atua sobre a composição de espécies e a estrutura de tamanho das árvores nos demais pastos. Este estudo é um importante passo para o melhor entendimento dos fatores que afetam a cobertura de árvores em pastagens. Além disso, os resultados poderão servir de subsídio para guiar ações de manejo, uma vez que o conhecimento de que em alguns pastos a regeneração natural é responsável pelo componente arbóreo, e que em outros o manejo do pecuarista é o fator atuante, poderá ajudar no planejamento de ações para manter e/ou melhorar a riqueza de árvores nestas áreas.

Palavras chave: árvores isoladas. fragmentação florestal. manejo em pastagem. regeneração natural.

ABSTRACT

Despite of the growing consensus that scattered trees decline in agricultural landscapes deserves urgent attention, such countryside elements have received little consideration in conservation programs. In part this is due to lack of knowledge about the factors affecting these trees. There are few studies addressing the relationship between farmer management and pasture trees, and the effects of distance from forest fragments on species composition of these trees are poorly understood yet. Our aims were (i) describe the vegetation structure of pasture trees, and (ii) investigate whether the distance from forest fragments and the farmer management affect such vegetation structure. Our research was carried out in nine pastures from a semideciduous forest region in southern Minas Gerais state, Brazil. All pasture trees with the diameter at breast height (d.b.h.) ≥ 5 cm were measured and identified in 1.96 ha of each pasture (totaling 17.64 ha). We found 700 trees belonging to 30 families and 90 species. Tree abundance and species richness decreased with increasing distance from the forest fragments, while we found no relationship between tree size and this explanatory variable. The most important species found are characteristics from early successional stages or are exotics. The natural regeneration is the acting factor on tree abundance and species richness in six studied pastures, while the farmer management acts on species composition and tree size in other pastures. Our study is an important step to better understanding about the factors that affect the tree coverage in pastures, and may guide conservation programs. Since the knowledge that in some pastures natural regeneration is responsible for tree component whilst in others farmer management is decisive in species composition provides a basis to help with planning actions to maintain and/or improve tree species richness in these pastures.

Keywords: farmer management. forest fragmentation. isolated trees. natural regeneration.

SUMÁRIO

1	FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E ÁRVORES ISOLADAS EM PASTAGENS.....	10
2	IMPORTÂNCIA DAS ÁRVORES ISOLADAS	13
2.1	IMPORTÂNCIA EM ESCALA LOCAL	15
2.2	IMPORTÂNCIA EM ESCALA DE PAISAGEM	17
2.3	IMPORTÂNCIA SOCIOECONÔMICA.....	18
2.4	IMPORTÂNCIA PARA A CONSERVAÇÃO	22
3	FATORES QUE AFETAM A PRESENÇA E A PERPETUAÇÃO DAS ÁRVORES ISOLADAS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS	24
3.1	CARACTERÍSTICAS ESPÉCIE-ESPECÍFICAS	25
3.2	EFEITOS DA DISTÂNCIA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS	27
3.3	EFEITOS DO MANEJO DO FAZENDEIRO	28
4	SITUAÇÃO MUNDIAL DAS ÁRVORES ISOLADAS E MEDIDAS NECESSÁRIAS	32
	REFERÊNCIAS	35
	ARTIGO: PASTURE TREES: REGENERATION, FARMER MANAGEMENT OR ORIGINAL FLORA REMNANT?.....	52
	Abstract.....	53
	Introduction	54
	Material and Methods.....	56
	<i>Study area</i>	<i>56</i>
	<i>Study design and data collection</i>	<i>56</i>
	<i>Analysis</i>	<i>57</i>
	Results	58
	Discussion	59
	Conclusions.....	62
	Acknowledgements.....	63
	References.....	64
	Tables	70
	Figures	81

1 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E ÁRVORES ISOLADAS EM PASTAGENS

A fragmentação de habitats é uma das alterações que vêm ocorrendo em muitas florestas ao redor do mundo em consequência das atividades humanas e tem sido citada como uma das maiores ameaças à biodiversidade (PRIMACK, 2008). Neste processo, regiões cobertas por habitats florestais originalmente contínuos são transformadas em mosaicos constituídos por manchas florestais de menor área (fragmentos remanescentes da floresta original) envoltas por ambientes alterados (matrizes antropogênicas) (PRIMACK, 2008). Diversos aspectos do processo de fragmentação, tais como a perda de habitats, o isolamento dos remanescentes, os efeitos de borda e os efeitos das matrizes circundantes, inter-relacionam-se e alteram processos ecológicos e genéticos, sendo, portanto, determinantes para a persistência ou extinção das espécies que originalmente ocupavam a floresta contínua (PAGLIA et al., 2006; PRIMACK, 2008;).

O isolamento dos habitats florestais remanescentes é uma consequência considerada crítica para a manutenção da diversidade em paisagens fragmentadas. Isso porque a fragmentação aumenta o número de barreiras à movimentação animal e à dispersão vegetal, confinando muitas espécies nativas às manchas remanescentes isoladas (NOSS, 1991; PRIMACK, 2008). Assim, com a “insularização”, as populações isoladas tornam-se mais vulneráveis à extinção devido à deterioração genética provocada por endocruzamentos, o que afeta a capacidade destas de responder adaptativamente a alterações ambientais que futuramente possam ocorrer (ANDERSEN; FOG; DAMGAARD, 2004; PAGLIA et al., 2006; PRIMACK, 2008, TAYLOR, 2003).

Neste sentido, a conectividade da paisagem, definida como o grau no qual uma paisagem facilita ou restringe o movimento entre manchas de habitats, é um elemento crucial para a sobrevivência das populações (TAYLOR et al., 1993) e, conseqüentemente, para a manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas. A conectividade de uma paisagem pode ser considerada uma propriedade emergente das interações espécies-paisagem, isto é, resulta de interações entre processos comportamentais (movimento) e a estrutura física da paisagem (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2006).

Dessa forma, o tipo de matriz e os seus elementos estruturais desempenham papéis fundamentais na conectividade de uma paisagem fragmentada (EYCOTT, et al., 2012; GUSTAFSON; GARDNER, 1996; RICKETTS, 2001). Isso porque dependendo da configuração da matriz, os movimentos entre manchas florestais podem ser facilitados ou restringidos (CASTELLÓN; SIEVING, 2006; KENNEDY; MARRA, 2010; REVILLA et al., 2004; RICKETTS, 2001). Ao contrário de matrizes abertas e estruturalmente menos complexas (tais como áreas de pastagem), matrizes estruturalmente mais complexas (com elementos estruturais mais semelhantes à estrutura florestal) amenizam as condições abióticas e fornecem recursos (KUPFER; MALANSON; FRANKLIN, 2006; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010), que podem ser usados de forma complementar ou suplementar por muitas espécies (RIES et al., 2004). Tais características atuam tornando estas matrizes mais permeáveis, o que possibilita o deslocamento de algumas espécies entre as manchas de habitat remanescentes (CASTELLÓN; SIEVING, 2006; REVILLA et al., 2004; RICKETTS, 2001). Assim, a complexidade estrutural das matrizes pode promover um aumento na conectividade de uma paisagem, auxiliando a amenizar os efeitos do isolamento, por elevar a área de vida de algumas espécies e possibilitar o fluxo gênico entre as populações (BLAUM; WICHMANN, 2007; HOLL, 1998).

Em muitas regiões ao redor mundo, a transformação de florestas contínuas em paisagens fragmentadas vem ocorrendo principalmente para suprir a demanda por terras agriculturáveis (FAO, 2012), formando mosaicos constituídos de fragmentos florestais circundados por pastagens e culturas agrícolas. Do total mundial de terras convertidas para o uso agrícola, aproximadamente 80% é ocupado pela atividade pecuária, que utiliza cerca de 3,4 bilhões de hectares para pastagem, o que equivale a 26% de toda a superfície terrestre sem gelo (FAO, 2009). Pastagens são matrizes antropogênicas pouco permeáveis (CASTELLÓN; SIEVING, 2006) e com microclima mais hostil (GONÇALVES et al., in prep). Além disso, esta matriz pode agir como fonte de distúrbios que colocam em risco a estabilidade dos ecossistemas naturais remanescentes, tais como a proliferação de gramíneas invasoras e o aumento na incidência de incêndios (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992). Dessa forma, a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas dominadas por pastagens configura-se como um desafio.

Embora pastagens sejam geralmente vistas como desertos biológicos, a presença de árvores isoladas imersas nestas matrizes pode incrementar a

biodiversidade em paisagens agrícolas (FISCHER; LINDENMAYER, 2002; HARVEY et al., 2011; OLIVER et al., 2006). Árvores isoladas em pastagens podem contribuir para a conservação da biodiversidade à medida que exercem relevantes funções ecológicas, fornecendo recursos e condições para o estabelecimento de uma elevada biodiversidade associada à presença destes elementos na paisagem (MANNING et al., 2006). Dessa forma, manter um componente arbóreo diversificado em paisagens dominadas por pastagens pode ser uma forma de contribuir para a manutenção da biodiversidade nestas regiões (ESQUIVEL et al., 2008).

Contudo, apesar de desempenharem importantes funções, as árvores isoladas enfrentam declínios em densidade e diversidade, havendo a tendência de desaparecimento destes elementos em algumas regiões devido a alterações nas taxas de mortalidade e de recrutamento. Tais alterações são decorrentes da ação de diversos fatores, tais como uso de fogo, elevada herbivoria por animais domésticos, pulverização de herbicidas em ambientes agrícolas, ausência de agentes dispersores de sementes, mudanças microambientais que prejudicam o recrutamento, entre outros. (CARRUTHERS et al., 2004; GIBBONS et al., 2008; LINDENMAYER et al., 2014; MOUNTFORD et al., 1999; OZOLINS; BRACK; FREUDENBERGER, 2001; PLIENINGER; PULIDO; KONOLD, 2003). A redução deste componente representa a deterioração de importantes funções, reduzindo, assim, a contribuição destas árvores na conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas dominadas por uso agrícola (HARVEY et al., 2011; MANNING et al., 2006; TEAGUE; DOWHOWER, 2003). Poucos são os estudos que abordam as relações entre as práticas de manejo de pastagens e a abundância e riqueza do componente arbóreo em pastos (ex.: ESQUIVEL et al., 2008; HARVEY; HABER, 1999; HARVEY et al., 2011), sendo que o efeito do distanciamento de manchas florestais sobre a composição de árvores dispersas é ainda pouco compreendido (CARRUTHERS et al., 2004).

Essa revisão abordará dois assuntos principais relacionados às árvores isoladas. Primeiramente será feita uma abordagem sobre a importância destes elementos tanto em escala local quanto em escala de paisagem, bem como suas importâncias socioeconômica e conservacionista. E, em um segundo momento, será feita uma abordagem sobre os fatores que afetam a densidade e a riqueza das árvores dispersas em paisagens agrícolas.

2 IMPORTÂNCIA DAS ÁRVORES ISOLADAS

Ecossistemas com árvores esparsas ocorrem em todo o mundo, e a importância destas, tanto em paisagens naturais quanto em paisagens modificadas pelo homem, é amplamente reconhecida na literatura (BARNES et al., 2009; BOSCOLO et al., 2008; CRANE; LINDENMAYER; CUNNINGHAM, 2014; DUNN, 2000; ESQUIVEL et al., 2008; FACELLI; BROCK, 2000; FISCHER et al., 2010a; FURLEY, 1999; GIBBONS; BOAK, 2002; GIBBONS; LINDENMAYER, 2002; HASLEM; BENNETT, 2008; MANNING et al., 2004; OLIVER et al., 2006; ZAHAWI; AUGSPURGER, 2006).

Os papéis desempenhados por estas árvores em sistemas naturais têm sido estudados em muitos locais, tais como no cerrado brasileiro (FURLEY, 1999), nas savanas da Venezuela (SAN JOSÉ; FARINAS; ROSALES, 1991) e da África (BELSKY, 1994), nos campos áridos da Austrália (FACELLI; BROCK, 2000) e nas savanas de carvalhos na América do Norte (NUZZO, 1986). Em paisagens dominadas pelo homem estas árvores também são reconhecidas como uma importante estrutura da paisagem, incluindo: (i) locais onde houve desmatamento recente, como na América Central (GUEVARA et al., 1992), África (DUNCAN; CHAPMAN, 1999) e Austrália (OZOLINS; BRACK; FREUDENBERGER, 2001), e em (ii) paisagens com culturas e criações animais já bem estabelecidas, tais como em sistemas agrosilvopastorais na Espanha e em Portugal, conhecidos como “dehesas” ou “montados” (DÍAZ; CAMPOS; PULIDO, 1997).

Estas árvores esparsas são consideradas estruturas chave para a manutenção da biodiversidade por desempenharem funções ecológicas tanto em escala local, quanto em escala de paisagem (BOSCOLO et al., 2008; CRANE; LINDENMAYER; CUNNINGHAM, 2014; FACELLI; BROCK, 2000; FISCHER; LINDENMAYER, 2002; WILSON, 2002). Além disso, as árvores isoladas possuem importantes valores socioeconômicos (PAGIOLA et al., 2007; PLIENINGER et al., 2004) e conservacionistas em paisagens agrícolas (GIBBONS; BOAK, 2002) (FIGURA 1).

Importância das árvores isoladas

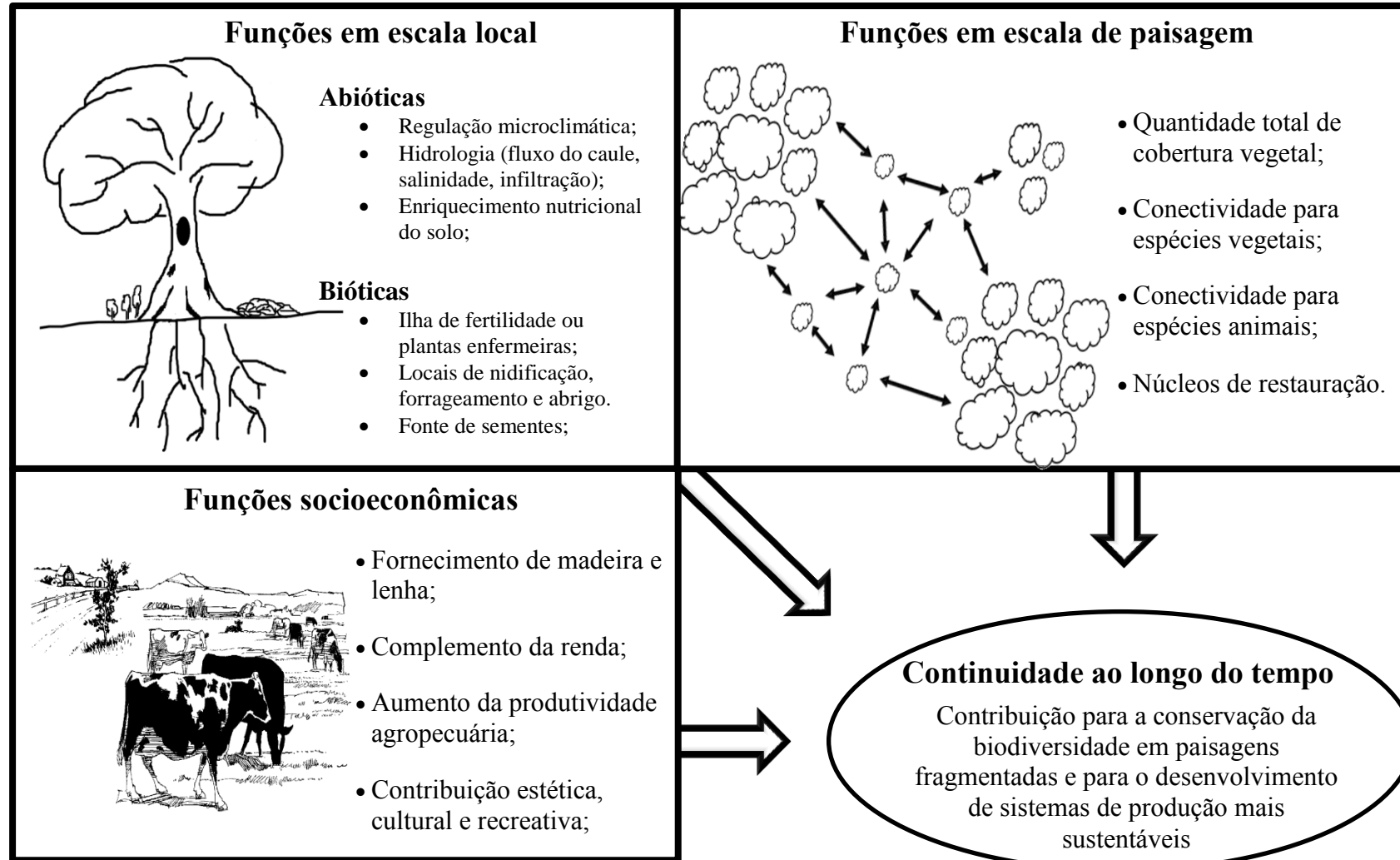


Figura 1 – Resumo esquemático das principais funções das árvores isoladas.

Fonte: Do autor baseado em Manning et al., 2006.

2.1 IMPORTÂNCIA EM ESCALA LOCAL

Em escala local, uma árvore isolada influencia tanto as condições abióticas quanto as relações bióticas ao seu redor (FIGURA 1). Dentre as condições abióticas podemos elencar: (i) condições microclimáticas mais amenas; (ii) enriquecimento do solo. Dentre os principais aspectos nas relações bióticas estão: (iii) facilitação da regeneração devido às mudanças nas condições abióticas e (iv) o oferecimento de recursos aos animais. As condições microclimáticas são mais amenas sob a copa destas árvores isoladas, devido à redução da incidência direta da radiação no solo e à melhora no fluxo hidrológico do local (ELDRIDGE; FREUDENBERGER, 2005; MANNING et al., 2006). Além disso, uma árvore isolada é responsável pelo enriquecimento nutricional do solo ao seu redor, pois fornece matéria orgânica tanto de forma direta (pelo acúmulo de serapilheira) quanto indireta (pelo acúmulo de excrementos e matéria orgânica da fauna associada) (BARNES et al., 2009; GALINDO-GONZÁLEZ; GUEVARA; SOSA, 2000; GALLARDO, 2003; GUEVARA; LABORDE, 1993; HOLL, 1998; MORDELET; ABBADIE; MENAUT, 1993; WILSON, 2002). Tais aspectos favorecem a produtividade primária no local (LUDWIG; TONGWAY; MARSDEN, 1999) e possibilitam o estabelecimento de uma fauna edáfica (TRIPATHI et al., 2009; WICK et al., 2000).

Outra função ecológica em escala local está relacionada ao fato de que uma árvore isolada fornece condições favoráveis ao recrutamento de outras plantas, sendo chamada de “ilha de fertilidade” (DEAN; MILTON; JELTSCH, 1999; LI et al., 2007) ou “planta enfermeira” (DUARTE et al., 2006) por facilitar a regeneração natural no local onde se encontra. Além disso, estas árvores possibilitam a presença de plantas epífitas (FIGURA 2G), mantendo, muitas vezes, ricas comunidades destas plantas, que, de outra forma, não estariam presentes na paisagem agrícola (HIETZ-SEIFERT; HIETZ; GUEVARA, 1996; NADKARNI; MATELSON, 1989). Uma árvore isolada também oferece muitos recursos aos animais, como (a) abrigo (em cavidades, rachaduras e fendas) para invertebrados, aves, mamíferos, répteis e anfíbios; (b) recursos alimentares como néctar, pólen, frutos e folhas; além de servir como (c) poleiros (FIGURA 2A até 2E) e fornecer (d) locais de nidificação (FIGURA 2F) (CRANE; LINDENMAYER; CUNNINGHAM, 2014; DUNN, 2000; FISCHER et al., 2010a; GALINDO-GONZÁLEZ; SOSA, 2003; GIBBONS; LINDENMAYER, 2002;

GIRALDO et al., 2011; LUMSDEN; BENNETT, 2005; OLIVER et al., 2006). Dessa forma, uma árvore isolada forma um verdadeiro “microecossistema” no local onde está inserida, pois condições favoráveis e diversos recursos são fornecidos por elas, propiciando o desenvolvimento de uma grande biodiversidade associada (MANNING et al., 2006).

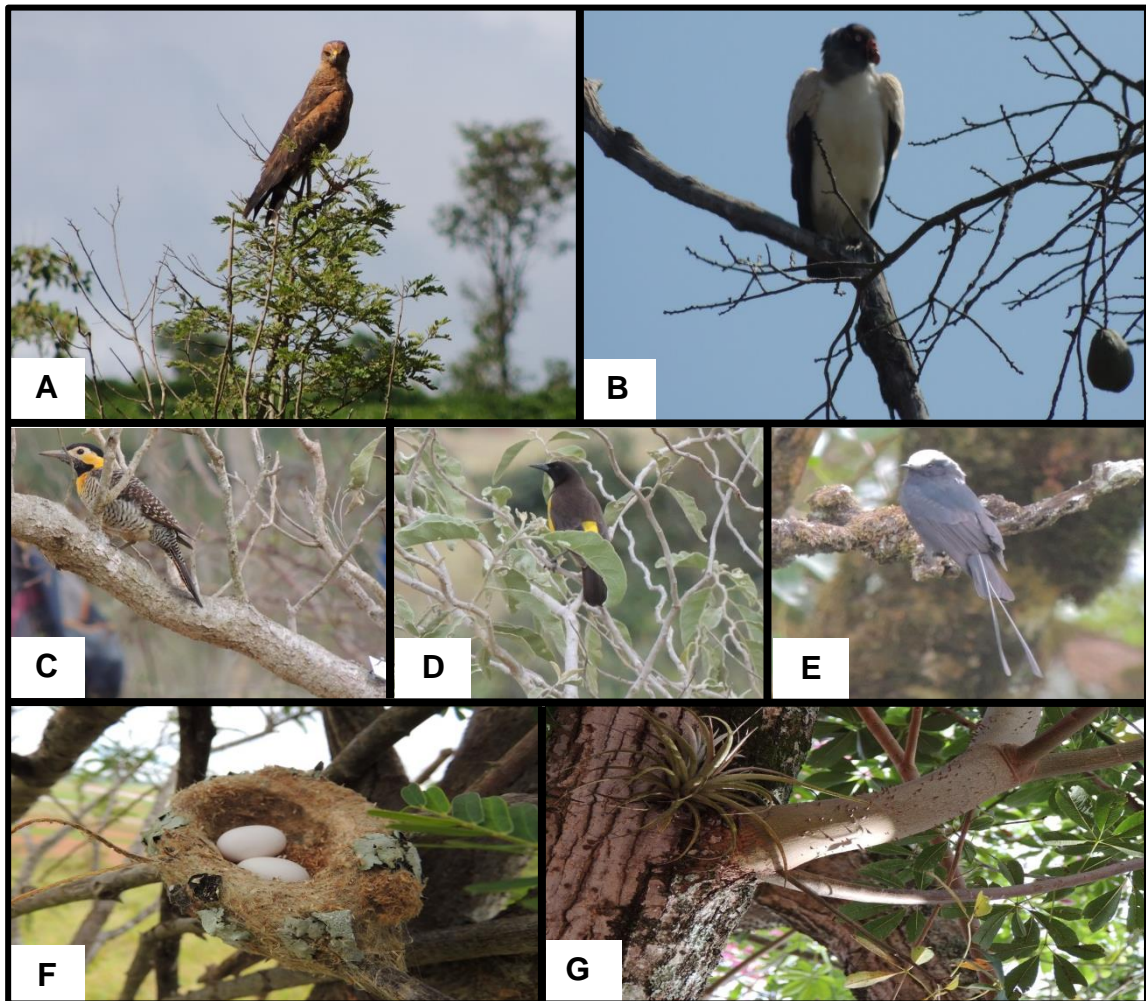


Figura 2 – Observação em campo de alguns papéis ecológicos das árvores isoladas.

Nota: (A) até (E) Árvores isoladas como poleiros: (A) *Machaerium hirtum* como poleiro para *Rupornis magnirostris*; (B) *Ceiba speciosa* como poleiro para *Sarcoramphus papa*; (C) e (D) *Solanum lycocarpum* como poleiro para *Colaptes campestris* e para *Pseudoleistes guirahuro*, respectivamente; (E) *Maclura tinctoria* como poleiro para *Colonia colonus*. (F) **Árvore isolada como local de nidificação: ninho observado em uma *M. hirtum*. (G) **Árvore isolada como suporte para epífitas:** epífita do gênero *Tillandsia* observada em uma *C. speciosa*. Fotografias: T. Gonçalves.**

2.2 IMPORTÂNCIA EM ESCALA DE PAISAGEM

Em conjunto, as árvores esparsas desempenham importantes funções ecológicas em escala de paisagem (FIGURA 1): aumentam a cobertura vegetal e a permeabilidade da matriz. Primeiramente, estas árvores contribuem para o incremento do total de cobertura vegetal em paisagens fragmentadas, elevando a quantidade de habitats adequados à fauna. Isso é especialmente importante, uma vez que modelagens revelaram a existência de limiares de cobertura vegetal abaixo dos quais o tamanho dos fragmentos e o isolamento entre eles têm efeitos mais significativos sobre a fauna (ANDRÉN, 1994; METZGER; DÉCAMPS, 1997; RADFORD; BENNETT, 2004; RADFORD; BENNETT; CHEERS, 2005).

As árvores esparsas em pastagens podem exercer a função de “trampolins ecológicos” em paisagens fragmentadas (FISCHER; LINDENMAYER, 2002). Ao fornecerem recursos e condições, estas árvores configuram-se como pontos de ligação imersos em áreas abertas, podendo manter a conectividade relativamente alta para algumas espécies animais nas paisagens nas quais estão imersas (BOSCOLO et al., 2008; GRAHAM, 2001; FISCHER; LINDENMAYER, 2002). As árvores dispersas na matriz atuam também sobre o fluxo genético e a viabilidade de populações vegetais (ALDRICH; HAMRICK, 1998), uma vez que muitos dos animais que usam estas árvores são importantes polinizadores e dispersores de sementes, o que aumenta conectividade também para as populações de plantas (COULSON et al., 2014; GALINDO-GONZÁLES et al., 2000; HERRERA; GARCÍA, 2009; LABORDE et al., 2008).

Dessa forma, estas árvores podem ampliar a permeabilidade de matrizes agrícolas estruturalmente menos complexas e contribuir para o fluxo de animais e para a dispersão vegetal entre fragmentos florestais. Isso porque a presença destes elementos pode aumentar a complexidade estrutural da paisagem e proporcionar uma melhora na conectividade entre os ecossistemas naturais remanescentes (MANNING et al., 2006). Tal aumento na conectividade pode contribuir para a conservação da biodiversidade destes remanescentes na paisagem.

2.3 IMPORTÂNCIA SOCIOECONÔMICA

De acordo com as estimativas do último Censo Agropecuário Brasileiro feito em 2006, a área total de pastagens (naturais e plantadas) no Brasil é de 172,3 milhões de hectares (IBGE, 2007). Desta área total, estima-se que aproximadamente 100 milhões estejam com nível de degradação forte ou moderado (DIAS-FILHO, 2014). A degradação das pastagens implica em perdas de solo por erosão, redução da disponibilidade de água no solo, assoreamento dos corpos d'água e perda de biodiversidade vegetal e animal (PORFÍRIO-DA-SILVA, 2003). Tal degradação é bastante prejudicial à atividade pecuária, pois além de causar uma baixa produtividade pecuária e a perda de bens ambientais, cria uma imagem extremamente negativa para o agronegócio brasileiro.

A presença de árvores esparsas pode auxiliar na recuperação de pastagens degradadas (DIAS-FILHO, 2014; PORFÍRIO-DA-SILVA, 2005). Entre alguns dos benefícios para a produtividade agrícola decorrentes da presença das árvores isoladas em matrizes agrícolas podemos citar: (1) a melhora na estrutura física e na qualidade nutricional e hídrica do solo, (2) o auxílio no controle de processos erosivos do solo, (3) a contribuição para ciclo da água nos locais onde estão inseridas, (4) o fornecimento de melhores condições microclimáticas para o desenvolvimento das culturas e para a criação animal, (5) o auxílio indireto no controle natural de pragas que acometem as lavouras e as criações animais (FIGURA 3) (BARNES et al., 2009; CARRUTHERS et al., 2004; ELDRIDGE; FREUDENBERGER, 2005; ELDRIDGE; WONG, 2005; FIORAVANTI, 2012; FREUDENBERGER, 2005; GALLARDO, 2003; HOLDO; MACK, 2014; LUDWIG; TONGWAY; MARSDEN, 1999; MORDELET; ABBADIE; MENAUT, 1993; PAGIOLA et al., 2007; WILSON, 2002, WICK et al., 2000; ZHANG et al. 1999).

A presença de árvores em pastagens leva a um aumento dos nutrientes do solo, tais como nitrogênio, fósforo e carbono (BELSKY; MWONGA; DUXBURY, 1993; HOLDO; MACK, 2014; MAHECHA; ANGULO, 2012; MORDELET; ABBADIE; MENAUT, 1993; WILSON, 2002). Além disso, maioria das árvores comumente encontradas em pastos e/ou usadas em sistemas silvopastoris são plantas leguminosas (Fabaceae) (DE LA MORA et al., 2012; GUEVERA et al., 1992; HARVEY; HABER, 1999; OJEDA et al., 2012; OTERO-ARNAIZ et al., 1999; PÉREZ

et al., 2006; SCHLAWIN; ZAHAWI, 2008; TINOCO-OJANGUREN et al., 2013), que são capazes de fixar nitrogênio atmosférico através da associação com microrganismos vivendo em nódulos em suas raízes (LIU et al., 2011). Dessa forma, plantas leguminosas são capazes de fornecer um aporte de nitrogênio para as pastagens, o que reduz a necessidade de insumos externos (LIU et al., 2011).



Figura 3 – Auxílio indireto no controle de pragas observado em campo.

Nota: as árvores dispersas em pastagens auxiliam indiretamente no controle de parasitas que acometem a criação animal, pois servem de locais de nidificação, abrigo e poleiro para aves que realizam este serviço, como esta observada em campo conhecida como gavião carrapateiro (*Milvago chimachima*). Fotografia: T. Gonçalves.

Além disso, devido ao fato das árvores dispersas promoverem um maior aporte de matéria orgânica ao solo e melhorarem as condições microclimáticas ao seu redor, a presença de uma fauna edáfica diversificada é facilitada e uma maior atividade biológica desta é alcançada (GIRALDO et al., 2011; MORDELET; ABBADIE; MENAUT, 1993; OLIVER et al., 2006; TRIPATHI et al., 2009; WICK et al., 2000). Isso resulta na incorporação gradual de matéria orgânica ao solo e em uma maior mineralização e disponibilização de nutrientes ao solo. Tais fatores contribuem

para a melhoria da estabilidade do solo, devido à produção de agregados estáveis (BELSKY; MWONGA; DUXBURY, 1993; FASSBENDER, 1993), contribuindo para a melhora na estrutura física do mesmo.

O auxílio das árvores no controle dos processos erosivos também é bastante importante. Sabe-se que em áreas sem a proteção de árvores ocorre uma maior perda de solo em comparação a áreas florestais. Isso porque as árvores são capazes de proteger o solo da ação direta da radiação solar, vento e água, o que contribui no controle da erosão do solo (FASSBENDER, 1993). As árvores auxiliam na redução do impacto da chuva sobre o solo e do escoamento superficial, bem como propiciam um aumento da infiltração hídrica (através de suas raízes e dos poros da macrofauna associada) e da estabilidade do solo (formação dos agregados estáveis) (FASSBENDER, 1993). Em sistemas silvopastoris foi observada uma redução no escoamento superficial e na erosão do solo em comparação a pastagens sem a presença árvores (RÍOS et al., 2006). Da mesma forma, os solos nestes sistemas apresentam maiores taxas de infiltração, o que melhora a capacidade destes em reter água e reduzir o escoamento, contribuindo para a regulação do ciclo da água (RÍOS et al., 2006).

Outro benefício está relacionado ao bem-estar animal, fator determinante no desempenho da produtividade pecuária. Sabe-se que o bem-estar animal é influenciado pelo microclima local (NAÃS, 1989). Nesse sentido, as árvores isoladas são de extrema importância, pois interferem no microclima do local ao qual estão inseridas (FIGURA 1). As condições de temperatura do ar, velocidade dos ventos e insolação direta atuam sobre a intensidade do metabolismo dos animais (NAÃS, 1989; SILANIKOVE, 2000; SCHÜTZ et al., 2010; TUCKER; ROGERS; SCHÜTZ, 2008). Quando essas condições microclimáticas atingem valores extremos, a necessidade de energia para a manutenção da homeotermia aumenta e o animal consome mais energia para manter o equilíbrio da temperatura corporal. Tal situação é responsável por desviar energia que poderia ser utilizada para fins produtivos, refletindo negativamente na produção animal (ETIM et al., 2013; KLOSOWSKI et al., 2002; WEST, 2003; WHEELLOCK et al., 2010). Além disso, os excessos de temperatura também podem alterar o comportamento dos animais (SCHÜTZ et al., 2009), reduzindo a ingestão de alimentos (ALVAREZ et al., 2013; HAHN, 1999; MORAND-FEHR; DOREAU, 2001; MULLER; BOTHA; SMITH, 1994; OMINSKI et al.,

2002) ou aumentando as interações agressivas entre os animais (SCHÜTZ et al., 2010).

Assim, o conforto térmico proporcionado pela presença de árvores dispersas nos pastos pode contribuir para uma melhor produtividade animal. Diversos estudos relatam os efeitos do sombreamento, onde tanto vacas leiteiras quanto animais de corte apresentaram preferência por locais mais sombreados e maior produtividade quando aliviados de estresses térmicos (ex.: FISHER et al., 2008; MULLER; BOTHA; SMITH, 1994; SCHÜTZ et al. 2009). O bem-estar dos animais também é alcançado quando estes podem manifestar hábitos comportamentais naturais, e a presença de árvores em pastagens pode promover a expressão destes. Isso porque em pastagens arborizadas, os bovinos têm acesso ao tronco das árvores onde podem se roçar, manifestando o comportamento natural de defesa contra bernes e carrapatos (PORFÍRIO-DA-SILVA; MAZUCHOWSKI, 1999). Além disso, a presença de árvores palatáveis pode contribuir para a nutrição animal, acarretando na melhora da qualidade nutricional dos animais de criação e, conseqüentemente, proporcionando a geração de produtos pecuários de melhor qualidade (FIORAVANTI, 2012).

Quanto à diversificação da produção podemos ressaltar que muitas árvores dispersas nas pastagens fornecem a possibilidade de extração de diversos produtos, tais como resinas, sementes, látex, frutos, flores, entre outros. Assim, a presença de árvores nas pastagens pode oferecer aos produtores uma fonte de renda alternativa ou adicional, o que reduz os riscos de depender apenas uma atividade produtiva (IBRAHIM; MORA; ROSALES, 2006; PAGIOLA et al., 2007). Dessa forma, a presença de árvores em pastagens assume um caráter complementar ou suplementar à atividade pecuária, onde, num primeiro instante, promove a melhoria da produtividade pecuária e, num segundo momento, amplia a renda da propriedade rural quando outros produtos podem ser comercializados pelo produtor (PORFÍRIO-DA-SILVA, 2003).

Assim, apesar da percepção existente entre a maioria dos pecuaristas de que pastagens “limpas” são mais produtivas, a presença de árvores nas pastagens pode ser um negócio mais rentável, pois, além dos relevantes papéis ecológicos desempenhados, estas árvores também agregam valores socioeconômicos ao possibilitar a melhoria da produtividade agrícola, a diversificação na produção e a geração de renda ao produtor rural (GARRITY et al. 2010; IBRAHIM; MORA;

ROSALES, 2006; PAGIOLA et al., 2007; PLIENINGER et al., 2004). Dessa forma, torna-se importante melhorar a percepção do produtor sobre a possibilidade de aumento de renda pode auxiliar na adoção de práticas mais sustentáveis na produção pecuária, tais como o plantio de árvores e a facilitação da regeneração natural nas pastagens. Além disso, árvores dispersas na matriz também podem ter valores sociais em propriedades agrícolas, devido a suas contribuições estética, cultural e recreativa (CARRUTHERS et al., 2004). Dessa forma, por melhorar a produtividade agrícola, complementar a renda do produtor e, ainda, por possuir valor social, estas árvores conferem elevado valor socioeconômico às regiões nas quais estão inseridas.

2.4 IMPORTÂNCIA PARA A CONSERVAÇÃO

A associação de árvores a pastagens também pode auxiliar na conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos (BROOM; GALINDO; MURGUEITIO, 2013; HARVEY et al., 2014; IBRAHIM; MORA; ROSALES, 2006; MAHECHA, 2002). Tais benefícios foram demonstrados por um projeto desenvolvido na América Central, chamado “Integrated Silvopastoral Approaches to Ecosystem Management Project” (RSPS), que destacou o potencial dos sistemas que integram árvores à produção pecuária para a mitigação das mudanças climáticas e seus amplos benefícios para conservação do meio ambiente, mostrando o impacto positivo desta integração da produtividade com a sustentabilidade da atividade pecuária em regiões da Colômbia, Nicarágua e Costa Rica (MAHECHA; ANGULO, 2012).

Os resultados deste projeto mostraram que as emissões de gases do efeito estufa foram reduzidas através da menor aplicação de fertilizantes sintéticos nitrogenados, uma vez que a presença de árvores leguminosas garantia o aporte de nitrogênio ao solo; do reduzido uso de fogo como uma ferramenta de manejo do pasto; e através da melhoria na nutrição animal (reduções da emissão de metano e de óxidos nitrosos pelos animais) (MAHECHA; ANGULO, 2012). Além disso, foi observado que a capacidade de estocagem de carbono e a biomassa acima do solo também aumentaram (MAHECHA; ANGULO, 2012). Os resultados deste projeto incluem também os efeitos positivos sobre a qualidade da água, onde, por exemplo,

em apenas três anos, o monitoramento do projeto evidenciou a redução nos níveis de contaminação por agroquímicos e sedimentação em microbacias da Colômbia (MAHECHA; ANGULO, 2012).

Outro aspecto relevante da perspectiva conservacionista diz respeito ao fato de árvores imersas na matriz atuarem como núcleos de regeneração, auxiliando na regeneração natural em áreas agrícolas abandonadas (COLE; HOLL; ZAHAWI, 2010; LABORDE et al., 2008; NADKARNI; HABER, 2009; ZAHAWI; AUGSPURGER, 2006). Tal função nucleadora é extremamente importante para a conservação, uma vez que a agropecuária em muitos locais ocorre ainda de forma primitiva e predatória, gerando diversas pastagens e campos abandonados, sendo a regeneração natural uma forma economicamente viável e ecologicamente preferível de restauração nestes locais (SPOONER et al., 2002).

Portando, dada as relevantes funções ecológicas e socioeconômicas, as árvores imersas na matriz são muito importantes da perspectiva conservacionista, pois auxiliam na conservação de bens e serviços ambientais e na manutenção de uma biodiversidade relativamente alta, em consonância com a produtividade agrícola, contribuindo, assim, para um uso mais sustentável da terra nas regiões nas quais estão inseridas (BROOM; GALINDO; MURGUEITIO, 2013; GAREN et al., 2011; HALL et al., 2011; HARVEY et al., 2014; IBRAHIM; MORA; ROSALES, 2006; MAHECHA, 2002; MANNING et al., 2006; MURGUEITIO et al., 2011). Dessa forma, a presença de árvores em pastagens adquire uma grande importância no estabelecimento de sistemas de produção mais sustentáveis, sendo uma das formas de contribuir para melhorar a imagem da pecuária brasileira no cenário mundial, como socialmente benéfica, economicamente viável e ambientalmente adequada.

3 FATORES QUE AFETAM A PRESENÇA E A PERPETUAÇÃO DAS ÁRVORES ISOLADAS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS

A perpetuação de árvores na paisagem está relacionada basicamente à dispersão, germinação e ao estabelecimento de novos indivíduos, o que resulta na renovação do componente arbóreo ao longo do tempo (ALADOS et al., 2010). Fatores como chuva de semente insuficiente (CUBIÑA; AIDE, 2001; DUNCAN; CHAPMAN, 1999; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006), composição do banco de sementes (KALESNIK; SIROLI; COLLANTES, 2013), predação de sementes e de plântulas (MYSTER, 2004), ausência de microsítios adequados à germinação (ERIKSSON; EHRLÉN, 1992), e competição com gramíneas (CHAPMAN; CHAPMAN, 1999; DUNCAN; CHAPMAN, 1999), podem dificultar o processo de renovação do componente arbóreo em matrizes agrícolas.

A presença e a perpetuação natural das árvores dispersas em paisagens agrícolas dependem de habilidades colonizadoras espécie-específicas, tais como a síndrome de dispersão, a quantidade e o tamanho das sementes produzidas, o alcance e a distribuição espacial da chuva de sementes, as habilidades competitivas, a resistência a condições microclimáticas extremas, entre outras características intrínsecas às espécies que influenciarão na riqueza presente nas matrizes (AIDE; CAVELIER, 1994; GUEVARA; LABORDE, 1993; HAMMOND, 1995; HOOPER et al., 2005; LABORDE et al., 2008; MYSTER, 2004; SILVA et al., 1996).

Além disso, a capacidade das árvores isoladas de se dispersar, estabelecer e se manter em populações viáveis no decorrer do tempo pode ser influenciada tanto pelo uso da terra nas adjacências das matrizes nas quais estão inseridas, como também pelas diversas práticas de manejo agrícola, o que limita a regeneração e a consequente renovação do componente arbóreo nestas matrizes (CARRUTHERS et al., 2004; ESQUIVEL et al., 2008; HARVEY et al., 2011; MANNING et al., 2006).

3.1 CARACTERÍSTICAS ESPÉCIE-ESPECÍFICAS

As espécies diferem em suas respostas à fragmentação florestal, dependendo das características de sua história de vida (ADRIAENS; HONNAY; HERMY, 2006). Espécies que possuem características que favorecem a colonização, como, por exemplo, anemocoria e anemofilia, são menos susceptíveis aos efeitos da insularização em fragmentos e podem ultrapassar as barreiras impostas pela matriz (HARPER et al., 2005). A dispersão de propágulos em terras agrícolas é limitada, resultando em uma queda significativa de sementes de espécies arbóreas tanto na chuva quanto nos bancos de sementes a partir das florestas remanescentes em direção às matrizes agrícolas adjacentes (AIDE; CAVELIER, 1994; HOLL, 1998; 1999; NEPSTAD et al. 1996). Dessa forma, determinadas características que interferem na habilidade de dispersão, tais como tamanho das sementes, síndrome de dispersão, caracteres atrativos para animais dispersores, entre outras, podem aumentar ou reduzir a habilidade colonizadora de determinadas espécies, determinando quais irão compor a riqueza presente nos pastos.

O tamanho da semente é uma característica biológica que influencia fortemente a velocidade e a trajetória dos processos sucessionais. Espécies de árvores e arbustos de estágios sucessionais mais avançados geralmente possuem sementes relativamente grandes e são colonizadoras menos efetivas de áreas abertas, diferente das colonizadoras iniciais que tendem a ser plantas com sementes pequenas e com grande capacidade de dispersão (HOLL, 2002; MYSTER, 2004). Um estudo sobre a dispersão de sementes de espécies florestais de árvores e arbustos em pastos numa região ao sul de Veracruz, México, encontrou que sementes pequenas percorreram mais de 75 m a partir da borda florestal em direção ao pasto, para espécies com sementes maiores há uma drástica redução com a distância, onde somente 1% das sementes capturadas nessa classe de tamanho percorreu mais de 75 m (LABORDE et al., 2008).

Entretanto, esse mesmo estudo encontrou que, apesar de a deposição de sementes de menor tamanho ter sido mais elevada, esta predominância na chuva de sementes não refletiu a vegetação que se estabeleceu após três anos de exclusão do gado. Isso porque a riqueza de plântulas e juvenis com sementes pequenas foi muito menor em comparação à riqueza de espécies com sementes grandes após

estes três anos, o que indica que o tamanho da semente é uma característica que pode interferir na composição de espécies que colonizam os pastos (LABORDE et al., 2008). O mesmo resultado foi observado em outros estudos, onde uma vez conseguindo chegar sob a copa de árvores isoladas, espécies com sementes grandes podem apresentar maiores taxas de estabelecimento em comparação a espécies com sementes pequenas (HOOPER et al., 2002; 2005). Isso porque a maior reserva nutricional encontrada em grandes sementes lhes conferem uma vantagem sobre gramíneas e espécies ruderais que ocupam as pastagens, permitindo que elas sobrevivam e cresçam sob a sombra das árvores isoladas. Dessa forma, o tamanho pode interferir tanto na habilidade de dispersão, sendo as menores sementes as que alcançam maiores distâncias, quanto na habilidade de recrutamento, sendo as maiores sementes as que apresentam maior probabilidade de sucesso na germinação e estabelecimento em locais sombreados.

No que diz respeito à síndrome de dispersão, a maioria das espécies de árvores tropicais tem dispersão zoocórica (HOWE; SMALLWOOD, 1982), entretanto, a maioria dos animais, especialmente grandes mamíferos frugívoros não avançam muito dentro de matrizes desflorestadas (CHAPMAN; CHAPMAN, 1999; SILVA et al., 1996). Dessa forma, espécies com sementes dispersadas pelo vento são mais comuns em áreas abertas (GUEVARA; LABORDE, 1993; HOLL, 1999; SILVA et al., 1996). Entretanto, espécies anemocóricas geralmente são aquelas que possuem sementes pequenas, que geralmente apresentam baixas taxas de recrutamento. Além disso, a presença de árvores isoladas em pastagens pode atrair animais dispersores, o que influenciará na composição de espécies que se estabelecerá nas áreas de pastagem. Assim, em locais totalmente abertos, isto é, sem a presença de árvores dispersas, espécies pioneiras, que tem notável capacidade de dispersão, chegarão em maior número e poderão se estabelecer. Em contrapartida, em locais onde árvores isoladas estão presentes, espécies de estágios sucessionais mais avançados, que têm sementes maiores e na maioria são zoocóricas, poderão chegar e ter sucesso de recrutamento sob a copa destas árvores (GUEVARA; LABORDE, 1993; HOLL, 2002; HOOPER et al., 2005).

A capacidade competitiva é outra característica intrínseca muito importante, isso porque a presença de gramíneas exóticas e de plantas de crescimento espontâneo também pode influenciar no estabelecimento de árvores, uma vez que as plântulas podem ser sombreadas e/ou sofrer competição por água e nutrientes do

solo (NEPSTAD et al., 1996). Diversos estudos que envolviam a remoção experimental de gramíneas mostraram que a presença de pastagem, tanto natural quanto exótica, pode inibir o crescimento e a sobrevivência devido à competição (CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009; GARCÍA-ORTH; MARTINÉZ-RAMOS, 2011; REY BENAYAS; ESPIGARES; CASTRO-DÍEZ, 2003). Assim, espécies com maior habilidade competitiva e mais resistentes ao sombreamento provocado pelas gramíneas podem superar essa barreira e se estabelecer em pastagens. Tais características intrínsecas às espécies contribuirão para determinar o sucesso no estabelecimento em áreas de pastagens.

3.2 EFEITOS DA DISTÂNCIA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS

O uso da terra ao redor da matriz de pasto é também um fator que pode interferir na renovação e perpetuação das árvores isoladas. A presença de fragmentos florestais nas adjacências pode influenciar no processo de regeneração e renovação deste componente, uma vez que estes atuam como áreas-fonte de sementes (CUBIÑA; AIDE, 2001; DUNCAN; DUNCAN, 2000; ESQUIVEL et al., 2008). O manejo agrícola pode interferir de modo a reduzir a quantidade de remanescentes florestais na propriedade, aumentando, assim, a distância de potenciais fontes de sementes, o que pode afetar a renovação natural do componente arbóreo nas matrizes de pasto. Alguns estudos relatam que locais de uso agrícola que se encontram mais próximos de remanescentes florestais têm uma maior taxa de colonização por árvores e arbustos em comparação a locais mais distantes de fragmentos florestais (ex.: THOMLINSON et al., 1996; TORIOLA; CHAREYRE; BUTTLER, 1998).

Além disso, diferentes distâncias a partir de fragmentos-fonte poderão levar a diferentes composições de espécies vegetais nas matrizes, pois o aumento da distância de fragmentos pode implicar em condições microclimáticas desfavoráveis a animais dispersores, especialmente em áreas de pastagens, limitando a dispersão realizadas por animais, reduzindo, assim, a presença de espécies zoocóricas na chuva de sementes (HOLL, 1999). Alguns estudos mostraram que sementes de árvores zoocóricas raramente ultrapassam 20 m no pasto a partir das bordas

florestais (ex.: GONZÁLEZ-MONTAGUT, 1999; HOLL, 1999; MARTÍNEZ-GARZA), e que espécies endozoocóricas chegam a apenas 10 m em direção ao pasto (VERGNE et al., submetido). A posição da árvore na paisagem, em especial, a distância que esta ocupa em relação à borda florestal, (GUEVARA et al., 1992; WILLSON; CROME, 1989), pode determinar o uso por animais frugívoros e, conseqüentemente, interferir na composição da chuva de sementes na área de pastagem.

Contudo, os efeitos da distância de fragmentos florestais sobre o componente arbóreo em matrizes agrícolas são ainda pouco compreendidos, uma vez que existem estudos que relataram uma relação positiva entre a proximidade das bordas florestais e a chuva de sementes, a riqueza de espécies, a densidade de sementes no banco de sementes no solo, e a regeneração (AIDE; CAVELIER, 1994; BARNES; CHAPMAN, 2014; CUBIÑA; AIDE, 2001; HOOPER et al., 2005; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006; SILVA et al., 1996; SOUZA et al., 2013; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000), enquanto outros não encontraram qualquer efeito da distância de fragmentos sobre os processos de regeneração (DUNCAN; CHAPMAN, 1999; GUEVARA; PURATA; VAN DER MAAREL, 1986; HOLL; LULOW, 1997). Hooper et al. (2005) sugerem que os efeitos da distância de fragmentos florestais podem variar de acordo com os mecanismos de dispersão e com fatores locais. Isso porque em determinadas situações a distância pode afetar somente espécies anemocóricas, enquanto que espécies zoocóricas são mais influenciadas por fatores locais, tais como a presença de árvores isoladas. Assim, a distância de remanescentes florestais pode ser mais importante quando a matriz é estruturalmente menos complexa, isto é, na ausência de árvores e arbustos ou quando a regeneração está ainda no estágio inicial, no caso de matrizes abandonadas.

3.3 EFEITOS DO MANEJO DO FAZENDEIRO

As sementes que ultrapassam as barreiras impostas pela distância dos fragmentos-fonte e são dispersadas a distâncias maiores podem não se estabelecer devido aos efeitos de diferentes práticas de manejo agrícola realizado nas matrizes (ESQUIVEL et al., 2008; HALL et al., 1992; HARVEY et al., 2011). As principais

ameaças decorrentes das práticas de manejo agrícola são a retirada em si das árvores, a morte prematura dos potenciais substitutos (plântulas e juvenis), a redução da fitossanidade (adultos, juvenis e plântulas), e a ausência de fontes de propágulos nas adjacências (CARRUTHERS et al., 2004; MANNING et al., 2006).

A retirada das árvores pelos proprietários muitas vezes resulta da demanda de madeira (para a confecção de utensílios, cerca, produção de lenha, carvão, venda, etc.), da necessidade de facilitar a mecanização agrícola e do manejo do sombreamento da pastagem (HARVEY; HABER, 1999). Essa prática prejudica a perpetuação natural do componente arbóreo nas matrizes à medida que relevantes funções relacionadas à regeneração natural (“plantas enfermeiras”, “ilhas de fertilidade”, “trampolins ecológicos” e “núcleos de regeneração”) deixam de existir, prejudicando o estabelecimento e afetando o fluxo genético de espécies arbóreas (CARRUTHERS et al., 2004; MANNING et al., 2006).

O uso indiscriminado de fertilizantes e herbicidas também interfere no processo dinâmico de renovação do componente arbóreo ao longo do tempo. Isso porque o emprego destes insumos agrícolas provoca desequilíbrios que acometem a fitossanidade, tornando estas árvores e seus potenciais substitutos mais susceptíveis ao ataque de pragas e patógenos (CARRUTHERS et al., 2004; GIBBONS et al., 2008; HARVEY et al., 2011).

A pecuária combina diversas práticas que ameaçam a manutenção das árvores imersas na matriz (CARRUTHERS et al., 2004; ESQUIVEL et al., 2008; HALL et al., 1992; HARVEY et al., 2011). Primeiramente, a formação de pastagens prejudica a fertilidade e a estrutura dos solos, pois está associada à perda de cobertura vegetal, compactação, degradação e erosão dos mesmos, o que implica em efeitos negativos sobre o recrutamento de espécies arbóreas nestas áreas (AIDE; CAVELIER, 1994; ESQUIVEL et al., 2008; FISCHER et al., 2009). Além disso, o uso de fogo também pode contribuir para reduzir a colonização de árvores nas matrizes de pasto (GIBBONS et al., 2000; HOOPER et al., 2005).

A intensificação e o melhoramento de pastagens envolvem práticas de manejo, como o plantio de gramíneas exóticas, o uso de fertilizantes e herbicidas e o pastejo contínuo em altas densidades, que maximizam a produtividade pecuária em detrimento da renovação do componente arbóreo nestas áreas, uma vez que causam uma série de efeitos negativos tanto às árvores adultas quanto aos seus

potenciais substitutos (ESQUIVEL et al., 2008; FISCHER et al., 2009; HALL et al., 1992; HARVEY et al., 2011).

Muitas vezes a ausência de recrutamento de espécies florestais em áreas de pastagem não pode ser completamente atribuída a alterações nos processos ecológicos (tais como a reduzida dispersão de sementes ou a condições microclimáticas desfavoráveis), mas sim principalmente às ações de manejo realizadas nas pastagens (ESQUIVEL et al., 2008; HARVEY et al., 2011; LABORDE et al., 2008). Dessa forma, se as práticas de manejo fossem ajustadas no sentido de permitir a manutenção e renovação do componente arbóreo nas pastagens, seria possível conciliar a produção pecuária à presença destes elementos chaves para a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais em paisagens fragmentadas.

Contudo, mesmo diante da importância de estudos que abordem os efeitos do manejo de áreas de pastagem sobre a biodiversidade local, solo e corpos d'água, poucos trabalhos relacionando a influência das práticas realizadas pelos agricultores ao componente arbóreo em pastagens foram encontrados. A maioria dos estudos encontrados aborda o efeito das práticas de manejo realizadas nas pastagens sobre o recrutamento de espécies arbóreas nas áreas de pastoreio (ESQUIVEL et al., 2008; GUEVARA; PURATA; VAN DER MAAREL, 1986; HALL et al., 1992; PLIENINGER et al., 2004), e outros abordam apenas o levantamento de espécies na área de pasto (ESQUIVEL-MIMENZA et al., 2011; MARTÍNEZ-ENCINO; VILLANUEVA-LOPES; CASANOVA-LUGO, 2013) ou mesmo a caracterização de espécies sob a copa das árvores isoladas (GUEVARA et al., 1992; OTERO-ARNAIZ et al., 1999). Foram encontrados também estudos com enfoque sobre o processo de regeneração e dispersão de sementes em áreas de pastagem (ex.: DUNCAN, CHAMPMAN, 1999; GRISCOM; GRISCOM; ASHTON, 2009; GUEVARA; PURATA; VAN DER MAAREL, 1986; GUEVARA; LABORDE, 1993; HOLL, 1999).

Porém, estudos abordando a caracterização de árvores isoladas adultas em pastagens e a relação do componente arbóreo com as práticas de manejo são escassos (HARVEY; HABER, 1999; HARVEY et al., 2011), e os poucos estudos existentes destacam que as práticas de manejo realizadas em pastagens são fatores decisivos na composição de espécies de árvores isoladas. Estes estudos mostram que os indivíduos adultos presentes no pasto geralmente estão ali por decisão do produtor, que opta por manter, retirar ou plantar determinadas espécies para satisfazer necessidades específicas dentro de sua propriedade rural, tais como o uso

da sombra (no caso da manutenção), da madeira ou a retirada da espécie prejudicial à atividade pecuária (no caso da retirada) ou mesmo uso estético ou para obtenção de frutos (no caso de espécies plantadas). Além disso, Harvey et al. (2011) salienta que as atuais práticas de manejo de pastagens, tais como a “limpeza” das áreas de pastagem e o pastejo contínuo em altas densidades, põem risco a grande contribuição das árvores isoladas para a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas. Estes dois estudos destacam a importância de abordar junto ao produtor rural a relevância das árvores isoladas presentes em suas propriedades, bem como orientá-los da necessidade da adoção de práticas de manejo que favoreçam a regeneração para a consequente renovação do componente arbóreo em pastagens.

Desta forma, diante da grande relevância das árvores isoladas e da ausência de conhecimento a respeito dos fatores que influenciam estes elementos em pastos, nota-se a necessidade de estudos que abordem a influência das práticas de manejo realizadas pelo produtor rural, bem como os efeitos da distância de fragmentos florestais, sobre a abundância e riqueza de árvores isoladas em áreas de pastagens. Estudos deste tipo são de extrema importância à medida que podem auxiliar no planejamento de programas de conservação de espécies nativas presentes e restauração de áreas consideradas abandonadas. Cabe mencionar também que a maior parte dos estudos encontrados foi realizada em áreas de floresta seca na América Central ou em áreas de floresta mediterrânea, o que amplia a lacuna de conhecimento para ambientes de florestas estacionais semideciduais.

4 SITUAÇÃO MUNDIAL DAS ÁRVORES ISOLADAS E MEDIDAS NECESSÁRIAS

Com o aumento da população humana, a demanda por produtos agrícolas é projetada para dobrar de 2000 para 2050 (TILMAN et al., 2002). Essa projeção é bem preocupante levando-se em consideração que a agricultura convencional praticada atualmente gera enormes custos ecológicos (FOLEY et al., 2005). Dessa forma, novos caminhos para a prática de uma agricultura sustentável são urgentemente necessários (TILMAN et al., 2001). Como citado anteriormente, a atividade pecuária ocupa a maior extensão geográfica em comparação a qualquer outra forma de uso da terra (FAO, 2009), e, mal manejada, esta atividade impõe severas ameaças à biodiversidade (FLEISCHNER, 1994).

A contribuição das árvores dispersas à conservação da biodiversidade e dos recursos naturais vem sendo ameaçada devido ao declínio que estas enfrentam em algumas regiões ao redor do mundo em função das ações de manejo agrícola e da regeneração natural ausente (CARRUTHERS et al., 2004; GIBBONS et al., 2008; LINDENMAYER et al., 2014; MOUNTFORD et al., 1999; OZOLINS; BRACK; FREUDENBERGER, 2001; PLIENINGER; PULIDO; KONOLD, 2003). Em alguns casos, muitas das árvores remanescentes são consideradas “mortos-vivos” (JANZEN, 1986), pois representam relíquias da vegetação original que, na ausência da regeneração natural, podem desaparecer em poucas décadas (FISCHER et al., 2010b).

Embora seja um consenso crescente entre a maioria dos ecólogos de que o declínio contínuo das árvores dispersas em paisagens agrícolas merece urgente atenção (CRANE; LINDENMAYER; CUNNINGHAM, 2014; FISCHER et al., 2010b; GIBBONS et al., 2008; HARVEY et al., 2011; LINDENMAYER et al., 2014; MANNING et al., 2006), tais elementos têm recebido pouca consideração em estratégias conservacionistas. Além disso, a maioria dos produtores rurais não tem consciência do valor destes elementos, o que demonstra a necessidade de políticas educacionais a respeito da importância das árvores em suas paisagens, bem como de programas conservacionistas de abordagem participativa, que integrem os produtores rurais às ações de manejo com o objetivo de conservação da biodiversidade e dos recursos naturais em paisagens agrícolas (FISCHER; BLISS, 2008; PLIENINGER et al., 2004).

Mudanças de paradigmas na produção agrícola e nas estratégias conservacionistas, bem como o incentivo a pesquisas sobre os fatores atuantes na renovação das árvores dispersas em paisagens agrícolas, se fazem necessários, uma vez que sem tais mudanças, sem a conscientização geral do valor das árvores dispersas e sem o conhecimento dos fatores que as afetam, existe um risco real de perda destes elementos considerados críticos para a manutenção da biodiversidade em paisagens agrícolas (FISCHER et al., 2010a; GIBBONS et al., 2008; LINDENMAYER et al., 2014).

Contudo, estas mudanças não são simples e nem existe uma receita pronta para isso. Além disso, políticas de longo prazo para reter e restaurar populações de árvores isoladas vão contra o paradigma vigente na sociedade atual, de enfrentar o problema somente quando a “crise” já se desenvolveu. Se novas políticas de proteção das árvores existentes e o encorajamento de pesquisas sobre os aspectos atuantes no recrutamento e renovação das populações destas árvores não forem desenvolvidas o quanto antes, num futuro próximo será tarde para evitar uma “extinção temporária” destes importantes elementos em paisagens agrícolas (FISCHER et al., 2010b; GIBBONS et al., 2008; LINDENMAYER et al., 2014).

O conhecimento a respeito dos fatores que afetam a perpetuação deste componente é limitado e insuficiente para pautar as mudanças necessárias no manejo em escalas regionais a fim de prevenir o declínio contínuo. Dessa forma, programas futuros de conservação e políticas que orientem o desenvolvimento de uma produção agrícola mais sustentável necessitam de tal conhecimento e devem ser pautados no reconhecimento dos valores complementares destas árvores em pastagens, na educação ambiental, e no incentivo e financiamento das opções de manejo que garantam a existência contínua destas árvores.

A partir dessa revisão da literatura foi possível observar que as árvores dispersas em paisagens desempenham importantes funções em diferentes escalas espaciais e temporais e que estas importantes funções são amplamente reconhecidas na literatura. Além disso, foi possível observar que existe um consenso cada vez mais crescente entre os ecólogos de que as árvores dispersas em paisagens agrícolas não recebem a atenção que deveriam em estudos e políticas conservacionistas. Essa revisão permitiu também identificar que os fatores que afetam a presença e a renovação do componente arbóreo em pastagens são ainda pouco compreendidos e variam de acordo com o contexto investigado,

principalmente no que diz respeito a variável distância de fragmentos florestais remanescentes, onde foi possível observar resultados contraditórios. Dessa forma, estudos que busquem conhecer o componente arbóreo em paisagens agrícola, bem como investigar os fatores que o afetam e os locais de potenciais ações tanto para a manutenção quanto para o encorajamento do aumento da abundância e riqueza de árvores em pastagens, são de extrema importância. Além disso, levantamentos florísticos são considerados componentes essenciais em programas conservacionistas, visto que possibilitam a avaliação de impactos decorrentes das atividades antrópicas e fornecem informações que subsidiam ações de conservação, uma vez que para a elaboração de programas de manejo e conservação é preciso ter conhecimento da riqueza de espécies a ser protegida ou aumentada.

Diante disso, o estudo realizado, que originou o próximo capítulo desta dissertação, buscou: (i) fazer um diagnóstico do status das árvores isoladas da região, através do levantamento da abundância e da riqueza de espécies de árvores em nove pastagens englobando sete municípios do Sul de Minas Gerais; (ii) compreender se a abundância e a riqueza de árvores são afetadas pela distância de fragmentos florestais remanescentes e pelo manejo do pecuarista. Este estudo, além de ajudar a melhorar a compreensão sobre os fatores que afetam a abundância e riqueza de árvores em paisagens agrícolas, poderá servir de base para a elaboração de projetos de conservação da biodiversidade que incluam estes elementos, visto que a descrição florística realizada poderá fornecer informações a respeito de potenciais locais para a implementação de programas (i) silvopastoris (nos pastos onde o manejo do pecuarista é mais atuante) e (ii) de restauração (nos pastos onde a regeneração natural é o fator determinante).

REFERÊNCIAS

- ADRIAENS, D., HONNAY, O., HERMY, M. No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grass- lands in Belgium. *Biological Conservation*, v. 133, n. 2, p. 212–224, 2006.
- AIDE, T. M., CAVELIER, J. Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, v. 2, n. 4, p. 219–229, 1994.
- ALADOS, C. L. et al. Dispersal abilities and spatial patterns in fragmented landscapes. *Biological journal of the Linnean Society*, v. 100, n. 4, p. 935–947, 2010.
- ALDRICH, P. R., HAMRICK, J. L. Reproductive Dominance of Pasture Trees in a Fragmented Tropical Forest Mosaic. *Science*, v. 281, n. 5373, p. 103–105, 1998.
- ALVAREZ, L., et al. Shade effects on feeding behavior, feed intake, and daily gain of weight in female goat kids. *Journal of Veterinary Behavior: Clinical Applications and Research*, v. 8, n. 6, 466–470, 2013.
- ANDERSEN, L. W., FOG, K., DAMGAARD, C. Habitat fragmentation causes bottlenecks and inbreeding in the European tree frog (*Hyla arborea*). *Proceedings of Biological Science/ The Royal Society*, v. 271, n. 1545, p. 1293–1302, 2004.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. *Oikos*, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.
- BARNES, A. D., CHAPMAN, H. M. Dispersal Traits Determine Passive Restoration Trajectory of a Nigerian Montane Forest. *Acta Oecologica*, v. 56, p. 32–40, 2014.
- BARNES, P., et al. The influence of individual native trees and grazing regime on soil properties and groundcover patterns in a temperate landscape of New South Wales, Australia. *The Rangeland Journal*, v. 31, n. 4, p. 405–415, 2009.
- BELSKY, A. J., Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients, and tree-grass competition. *Ecology*, v. 75, n. 4, p. 922–932, 1994.

- BELSKY, A. J., MWONGA, S. M., DUXBURY, J. M. Effects of widely spaced trees and livestock grazing on understory environments in tropical savannas. *Agroforestry Systems*, v. 24, n. 1, p. 1–20, 1993.
- BLAUM, N., WICHMANN, M. C. Short-term transformation of matrix into hospitable habitat facilitates gene flow and mitigates fragmentation. *The Journal of Animal Ecology*, v. 76, n. 6, p. 1116–1127, 2007.
- BOSCOLO, D. et al. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, v. 40, n. 3, p. 273–276, 2008.
- BROOM, D. M., GALINDO, F. A., MURGUEITIO, E. Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals. *Proceedings of Biological Sciences / The Royal Society*, v. 280, n. 1771, p. 2013–2025, 2013.
- CARRUTHERS, S. et al. *A Landscape Approach to Determine the Ecological Value of Paddock Trees*. Summary Report Years 1 & 2. Biodiversity Assessment Services, South Australian Department of Water, Land and Biodiversity Conservation, 2004.
- CASTELLÓN, T. D., SIEVING, K. E. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. *Conservation Biology*, v. 20, p. 135–145, 2006.
- CHAPMAN, C. A., CHAPMAN, L. J. Forest Restoration in Abandoned Agricultural Land: a Case Study from East Africa. *Conservation Biology*, v. 13, n. 6, p. 1301–1311, 1999.
- COLE, R. J., HOLL, K. D., ZAHAWI, R. A. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, v. 20, n. 5, p. 1255–69, 2010.
- COULSON, C., et al. From the matrix to roadsides and beyond: the role of isolated paddock trees as dispersal points for invasion. *Diversity and Distributions*, v. 20, n. 2, p.137–148, 2014.
- CRANE, M. J., LINDENMAYER, D. B., CUNNINGHAM, R. B. The value of countryside elements in the conservation of a threatened arboreal marsupial *Petaurus norfolcensis* in agricultural landscapes of south-eastern Australia--the disproportional value of scattered trees. *PloS One*, v. 9, n. 9, 2014.

CRAVEN, D., HALL, J., VERJANS, J-M. Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growth and mortality of two timber species in *Saccharum spontaneum* grasslands of the Panama Canal Watershed. *Restoration Ecology*, v. 17, n. 6, p. 751–761, 2009.

CUBIÑA, A., AIDE, T. M. The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture. *Biotropica*, v. 33, n. 2, p. 260–267, 2001.

D'ANTONIO, C. M., VITOUSEK, P. M. Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 23, p. 63–87, 1992.

DARWIN, C. R. On the Origin of Species by Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life. 1^a ed. London: John Murray, 1859.

DE LA MORA, B. V., et al. Soil Management for the Establishment of the Forage Legume *Arachis pintoi* as a Mean to Improve Soil Fertility of Native Pastures of Mexico, In: ISSAKA, R. (ed.) *Soil Fertility*, InTech, 2012. cap 3, p. 45-79.

DEAN, W. R. J., MILTON, S. J., JELTSCH, F. Large trees, fertile islands, and birds in arid savanna. *Journal of Arid Environments*, v. 41, p. 61–78, 1999.

DIAS-FILHO, M. B. *Diagnóstico das pastagens no Brasil*. Embrapa Amazônia Oriental. (Documentos, 402). Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/986147>>. Acesso em: 25 nov. 2014.

DÍAZ, M., CAMPOS, P., PULIDO, F. J., The Spanish dehesa: a diversity in land use and wildlife. In: PAIN, D. J., PIENKOWSKI, M. W. (ed.) *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. London: Academic Press, 1997. pp. 178–209.

DUARTE, L. S. et al. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology*, v. 31, n. 4, p. 520–528, 2006.

DUNCAN, R. S., CHAPMAN, C. A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications*, v. 9, n. 3, p. 998–1008, 1999.

- DUNCAN, R. S., DUNCAN, V. E. Forest Succession and Distance from Forest Edge in an Afro-Tropical Grassland. *Biotropica*, v. 32, p. 33–41, 2000.
- DUNN, R. R. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. *Biological Conservation*, v. 95, p. 317–321, 2000.
- ELDRIDGE, D. J., FREUDENBERGER, D. Ecosystem wicks: woodland trees enhance water infiltration in a fragmented agricultural landscape in eastern Australia. *Austral Ecology*, v. 30, n. 3, p. 336–347, 2005.
- ELDRIDGE, D. J., WONG, V. N. L. Clumped and isolated trees influence soil nutrient levels in an Australian temperate box woodland. *Plant and Soil*, v. 270, n. 1, p. 331–342, 2005.
- ERIKSSON, O., EHRLÉN, J. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia*, v. 91, p. 360–364, 1992.
- ESQUIVEL, M. J. et al. Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *Journal of Applied Ecology*, v.45, p.371–380, 2008.
- ESQUIVEL-MIMENZA H, et al. Dispersed trees in pasturelands of cattle farms in a tropical ecosystem. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, v. 14, p. 933–941, 2011.
- ETIM, N. N., et al. Physiological Relationship between Stress and Reproductive Efficiency. *Agriculture and Biology Journal of North America*, v. 4, n. 6, p. 600–604, 2013.
- EYCOTT, A. E. A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landscape Ecology*, v. 27, n. 09, p. 1263–1278, 2012.
- FACELLI, J. M., BROCK, D. J. Patch dynamics in arid lands: localized effects of *Acacia papyrocarpa* on soils and vegetation of open woodlands of South Australia. *Ecography*, v. 23, n. 4, p. 479–491, 2000.
- FASSBENDER, H. *Modelos edafológicos de sistemas agroforestales*; 20 ed. Costa Rica: CATIE. 1993.

FIORAVANTI, C. A carne da floresta Colombianos criam gado entre árvores e inspiram brasileiros. *Pesquisa FAPESP*, v. 192, p. 72–75, 2012.

FISCHER, A. P., BLISS, J. C. Behavioral Assumptions of Conservation Policy: Conserving Oak Habitat on Family-Forest Land in the Willamette Valley, Oregon. *Conservation Biology*, v. 22, n. 2, p. 275–283, 2008.

FISCHER, J. et al. Reversing a tree regeneration crisis in an endangered ecoregion. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 106, n. 25, p. 10386–91, 2009.

FISCHER, J., et al. Tree decline and the future of Australian farmland biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 107, n. 45, p. 19597–602, 2010b.

FISCHER, J., LINDENMAYER, D. B. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. *Biodiversity and Conservation*, v. 11, n. 5, p. 833–849, 2002.

FISCHER, J. et al., The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation*, v. 143, n. 6, p. 1564–1567, 2010a.

FISHER, A. D., et al. Effects of shade provision on the behaviour, body temperature and milk production of grazing dairy cows during a New Zealand summer. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v. 51, n. 2, p. 99–105, 2008.

FLEISCHNER, T. L. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology*, v.8, n. 3, p. 629–644, 1994.

FOLEY, J. A. et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. *The state of food and agriculture: livestock in the balance*. Rome, 2009.

_____. *State of the World's Forests 2012*. Rome, 2012.

FURLEY, P. A. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian Cerrados. *Global Ecology and Biogeography*, v. 8, n. 3–4, p. 223–241, 1999.

GALINDO-GONZÁLEZ, J., GUEVARA, S., SOSA, V. J. Bat- and Bird-Generated Seed Rains at Isolated Trees in Pastures in a Tropical Rainforest. *Conservation Biology*, v. 14, n. 6, p. 1693–1703, 2000.

GALINDO-GONZÁLEZ, J., SOSA, V. J. Frugivorous Bats in Isolated Trees and Riparian Vegetation Associated with Human-Made Pastures in a Fragmented Tropical Landscape. *The Southwestern Association of Naturalists*, v. 48, n. 4, p. 579–589, 2003.

GALLARDO, A. Effect of tree canopy on the spatial distribution of soil nutrients in a Mediterranean Dehesa. *Pedobiologia*, v. 47, n. 2, p. 117–125, 2003.

GARCÍA-ORTH, X., MARTÍNEZ-RAMOS, M. Isolated Trees and Grass Removal Improve Performance of Transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) Saplings in Tropical Pastures. *Restoration Ecology*, v. 19, p. 24–34, 2011.

GAREN, E. J., et al. The tree planting and protecting culture of cattle ranchers and small-scale agriculturalists in rural Panama: Opportunities for reforestation and land restoration. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 10, p. 1684–1695, 2011.

GARRITY, D. P., et al. Evergreen Agriculture: a robust approach to sustainable food security in Africa. *Food Security*, v. 2, n.3, p. 197–214, 2010.

GIBBONS, P. et al. The effects of slash burning on the mortality and collapse of trees retained on logged sites in south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, v. 139, p. 51–61, 2000.

GIBBONS, P. et al. The Future of Scattered Trees in Agricultural Landscapes. *Conservation Biology*, v. 22, n. 5, p. 1309–1319, 2008.

GIBBONS, P., BOAK, M. The value of paddock trees for regional conservation in an agricultural landscape. *Ecological Management and Restoration*, v. 3, n. 3, p. 205–210, 2002.

GIBBONS, P., LINDENMAYER, D. B. *Tree Hollows and Wildlife Conservation in Australia*. Collingwood, Victoria: CSIRO Publishing, 2002. 240 p.

- GIRALDO, C., et al. The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conservation and Diversity*, n. 4, v. 2, p. 115–122, 2011.
- GRAHAM, C. H. Factors Influencing Movement Patterns of Keel-Billed Toucans in a Fragmented Tropical Landscape in Southern Mexico. *Conservation Biology*, v. 15, n. 6, p. 1789–1798, 2001.
- GRISCOM, H. P., GRISCOM, B. W., ASHTON, M. S. Forest Regeneration from Pasture in the Dry Tropics of Panama: Effects of Cattle, Exotic Grass, and Forested Riparia. *Restoration Ecology*, v.17, p. 117–126, 2009.
- GUEVARA, S., et al. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science*, v. 3, n. 5, p. 655–664, 1992.
- GUEVARA, S., LABORDE, J. Monitoring Seed Dispersal at Isolated Standing Trees in Tropical Pastures: Consequences for Local Species Availability. *Vegetatio*, v. 107/108, p. 319–338, 1993.
- GUEVARA, S., PURATA, S. E., VAN DER MAAREL, E. The Role of Remnant Forest Trees in Tropical Secondary Succession. *Vegetatio*, n. 66, p. 77–84, 1986.
- GUSTAFSON, E. J., GARDNER, R. H. The Effect of Landscape Heterogeneity on the Probability of Patch Colonization. *Ecology*, v. 77, p.94–107, 1996.
- HAHN, G. L. Dynamic responses of cattle to thermal heat loads. *Journal of Animal Science*, v. 77 Suppl 2(1989), 10–20, 1999.
- HALL, J. S., et al. The ecology and ecosystem services of native trees: Implications for reforestation and land restoration in Mesoamerica. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 10, p. 1553–1557, 2011.
- HALL, L. M. et al. Effects of cattle grazing on blue oak seedling damage and survival. *Journal of Range Management Archives*, v. 45, n. 5, p.503–506, 1992.

- HAMMOND, D. S. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, v. 11, n. 2, p. 295–313, 1995.
- HARPER, K. A., et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005.
- HARVEY, C. A. et al. Conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 10, p. 1664–1674, 2011.
- HARVEY, C. A., et al. Climate-Smart Landscapes: Opportunities and Challenges for Integrating Adaptation and Mitigation in Tropical Agriculture. *Conservation Letters*, v. 7, n. 2, 77–90, 2014.
- HARVEY, C. A., HABER, W. A. Remnant Trees and the Conservation of Biodiversity in Costa Rican Pastures. *Agroforestry Systems*, v. 44, p., 37–68, 1999.
- HASLEM, A., BENNETT, A. F. Countryside elements and the conservation of birds in agricultural environments. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, v. 125, n. 1–4, p. 191–203, 2008.
- HERRERA, J. M., GARCÍA, D. The Role of Remnant Trees in Seed Dispersal through the Matrix: Being alone is not always so sad. *Biological Conservation*, v. 142, n.1, p. 149–158, 2009.
- HIETZ-SEIFERT, U., HIETZ, P., GUEVARA, S. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, v. 75, n. 2, p. 103–111, 1996.
- HOLDO, R. M., MACK, M. C. Functional attributes of savanna soils: contrasting effects of tree canopies and herbivores on bulk density, nutrients and moisture dynamics. *Journal of Ecology*, v. 102, n. 5, p. 1171–1182, 2014.
- HOLL K. D. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? *Restoration Ecology*, v. 6, n. 3, p. 253–261, 1998.

HOLL, K. D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology*, v. 90, n.1, 179–187, 2002.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical seed rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, v. 31, p. 229–242, 1999.

HOLL, K. D., LULOW, M. E. Effects of Species, Habitat, and Distance from Edge on Post-dispersal Seed Predation in a Tropical Rainforest¹. *Biotropica*, v. 29, n. 4, 459–468, 1997.

HOOPER, E. et al. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned pastures in Panama. *Ecological Applications*, v. 12, n. 6, p. 1626–1641, 2002.

HOOPER, E., et al. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, n. 6, p. 1165–1174, 2005.

HOWE, H. F., SMALLWOOD, J. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 13, 201–228, 1982.

IBRAHIM, M., MORA, J., ROSALES, M. Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales: memorias de una conferencia electrónica realizada entre septiembre y diciembre del 2001. Turrialba, C.R.: CATIE, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2007). Censo Agropecuario 2006. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/>>
Acesso em: 01 set. 2013.

JANZEN, D. H. The Future of Tropical Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 17, p. 305–324, 1986.

KALESNIK, F., SIROLI, H., COLLANTES, M. Seed bank composition in a secondary forest in the Lower Delta of the Paraná River (Argentina). *Acta Botanica Brasílica*, v. 27, p. 40–49, 2013..

KENNEDY, C. M., MARRA, P. P. Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: Inference from experimental translocations. *Biological Conservation*, v. 143, n. 9, p. 2136–2145, 2010.

KLOSOWSKI, E. S. et al. Estimativa do declínio na produção de leite, em período de verão, para Maringá-PR, *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v. 10, n. 2, p. 283–288, 2002.

KUPFER, J. A., MALANSON, G. P., FRANKLIN, S. B. Not seeing the ocean for islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, p. 8–20, 2006.

LABORDE, J., et al. Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments. *Ecoscience*, v.15, n. 1, 6–16, 2008.

LI, J. et al. Effect of plant species on shrub fertile island at an oasis–desert ecotone in the South Junggar, China. *Journal of Arid Environments*, v. 71, n. 4, p. 350–361, 2007.

LINDENMAYER, D. B. et al. New policies for old trees: Averting a global crisis in a keystone ecological structure. *Conservation Letters*, v. 7, n.1, p. 61–69, 2014.

LIU, W., BADDELEY, J., WATSON, C. Models of biological nitrogen fixation of legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 31, n. 1, p.155–172, 2011.

LUDWIG, J. A., TONGWAY, D. J., MARSDEN, S. G. Stripes, strands or stipples: modelling the influence of three landscape banding patterns on resource capture and productivity in semi-arid woodlands, Australia. *Catena*, v. 37, n.1–2, p. 257–273, 1999.

LUMSDEN, L. F., BENNETT, A. F. Scattered trees in rural landscapes: Foraging habitat for insectivorous bats in south-eastern Australia. *Biological Conservation*, v.122, p. 205–222, 2005.

MAHECHA, L. El Silvopastoreo : una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, v. 15, p. 226–231, 2002.

MAHECHA, L., ANGULO, J. Nutrient Management in Silvopastoral Systems for Economically and Environmentally Sustainable Cattle Production: A Case Study from Colombia. In: J. WHALEN (Ed.) *Soil Fertility Improvement and Integrated Nutrient Management : A Global Perspective*. InTech. 2012. cap 11, p. 201-216.

MANNING, A. D. et al. Scattered trees are keystone structures: Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 132, n. 3, p. 311–321, 2006.

MANNING, A. D. et al. The conservation implications of bird reproduction in the agricultural “matrix”: A case study of the vulnerable superb parrot of south-eastern Australia. *Biological Conservation*, v. 120, p. 367–378, 2004.

MARTÍNEZ-ENCINO C, VILLANUEVA-LOPES G, CASANOVA-LUGO F Densidad Y Composición de Árboles Dispersos En Potreros En La Sierra de Tabasco, México. *Agrociencia*, v. 47, p. 483–496, 2013.

MARTÍNEZ-GARZA, C., GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. Seed rain from forest fragments into tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. *Plant Ecology*, v. 145, n.2, p. 255–265, 1999.

METZGER, J.-P., DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica*, v. 18, n. 1, p. 1–12, 1997.

MORAND-FEHR, P., DOREAU, M. Ingestion et digestion chez les ruminants soumis à un stress de chaleur. *Productions Animales*, v. 14, n. 1, p. 15–27, 2001.

MORDELET, P., ABBADIE, L., MENAUT, J.-C. Effects of tree clumps on soil characteristics in a humid savanna of West Africa (Lamto, Côte d'Ivoire). *Plant and Soil*, v. 153, n. 1, p. 103–111, 1993.

MOUNTFORD, E. P. et al. Long-term change in growth, mortality and regeneration of trees in Denny Wood, an old-growth wood-pasture in the New Forest (UK). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 2, n. 2, p. 223–272, 1999.

MULLER, C. J. C., BOTHA, J. A., SMITH, W. A. Effect of shade on various parameters of Friesian cows in a Mediterranean climate in South Africa: 3. Behaviour. *South African Society for Animal Science*, v. 24, n. 2, p. 61–66, 1994.

MUÑIZ-CASTRO, M. A, WILLIAMS-LINERA, G., BENAYAS, J. M. R. Distance Effect from Cloud Forest Fragments on Plant Community Structure in Abandoned Pastures in Veracruz, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, v. 22, n. 4, p.431–440, 2006.

MURGUEITIO, E., et al. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 10, 1654–1663, 2011.

MYSTER, R. W. Post-Agricultural Invasion, Establishment, and Growth of Neotropical Trees. *The Botanical Review*, n. 70, v. 4, p. 381–402, 2004.

NÄÄS, I. A. *Princípios de conforto térmico na produção animal*. São Paulo: ed. Ícone, 1989. 183p

NADKARNI, N. M., HABER, W. Canopy Seed Banks as Time Capsules of Biodiversity in Pasture-Remnant Tree Crowns. *Conservation Biology*, v. 23, n. 5, p. 1117–1126, 2009.

NADKARNI, N. M.; MATELSON, T. J. Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. *The Condor*, v. 91, n. 4, p. 891–907, 1989.

NEPSTAD, D. C., et al. A Comparative Study of Tree Establishment in Abandoned Pasture and Mature Forest of Eastern Amazonia. *Oikos*, v. 76, n.1, p. 25–39, 1996.

NOSS, R. F. Landscape connectivity: Different functions at different scales. In: HUDSON, W. E. (ed.). *Landscapes, Linkages and Biodiversity*. Washington, DC: Island Press, 1991. cap. 2, p. 27–38.

NUZZO, V. Extent and status of Midwest oak savanna: presettlement and 1985. *Natural Areas Journal*, v. 6, p. 6–36, 1986.

OJEDA, A., et al. Selección de especies leñosas por vacunos en silvopastoreo de un bosque semicaducifolio en Venezuela. *Archivos de Zootecnia*, v. 61, n. 235, 2012.

OLIVER, I. et al. Contribution of paddock trees to the conservation of terrestrial invertebrate biodiversity within grazed native pastures. *Austral Ecology*, v. 31, p. 1–12, 2006.

OMINSKI, K. H., Physiological and production responses to feeding schedule in lactating dairy cows exposed to short-term, moderate heat stress. *Journal of Dairy Science*, v. 85, n. 4, p.730–737, 2002.

OTERO-ARNAIZ, A. et al. Isolated Pasture Trees and the Vegetation under Their Canopies in the Chiapas Coastal Plain, Mexico. *Biotropica*, v. 31, n. 2, p. 243–254, 1999.

OZOLINS, A., BRACK, C., FREUDENBERGER, D. Abundance and Decline of Isolated Trees in the Agricultural Landscapes of Central New South Wales, *Australia. Pacific Conservation Biology*, v. 7, n. 3, p. 195–203, 2001.

PACIULLO, D. S. C., et al. Performance of dairy heifers in a silvopastoral system. *Livestock Science*, v. 141, n. 2–3, p. 166–172, 2011.

PAGIOLA, S. et al. Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. *Ecological Economics*, v. 64, p. 374–385, 2007.

PAGLIA, A. P. et al. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? In: ROCHA, C. F. D. et al. (orgs.), *Biologia da Conservação: Essências*, São Carlos: RiMa Editora, 2006. cap. 12, p. 281-316.

PÉREZ, A. M., et al. Conservación de la biodiversidad en sistemas silvopastoriles de Matiguás y Rio Blanco (Matagalpa, Nicaragua). *Ecosistemas*, v. 15, n.3, p. 125–141, 2006.

PLIENINGER, T., et al. Land manager attitudes toward management, regeneration, and conservation of Spanish holm oak savannas (dehesas). *Landscape and Urban Planning*, v. 66, n. 3, p. 185-198, 2004.

PLIENINGER, T., PULIDO, F. J., KONOLD, W. Effects of land-use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environmental Conservation*, v. 30, n. 1, p. 61–70, 2003.

PORFÍRIO DA SILVA, V. Sistemas silvipastoris em Mato Grosso do Sul - Para que adotá-los? In: *Seminário Sistemas agroflorestais e desenvolvimento sustentável, Campo Grande*. CD-Rom. Campo Grande: Embrapa, 2003.

PORFÍRIO DA SILVA, V., MAZUCHOWSKI, J. Z. *Sistemas silvipastoris: paradigma dos pecuaristas para agregação de renda*. (Série Informação Técnica, 50). Curitiba: EMATER-PR, 1999. 52p.

PORFÍRIO-DA-SILVA, V. 2005. *Arborização de pastagens como prática de manejo ambiental e estratégia para o desenvolvimento sustentável do Brasil- pecuário*. Anais do 6º Congresso Brasileiro de Raças Zebuinas, Uberaba-MG, p. 59-70.

PREVEDELLO, J. A., VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 2010.

PRIMACK, R. B. *A primer of conservation biology*. 4. ed. Sunderland (Mass.): Sinauer Associates, 2008.

RADFORD, J. Q., BENNETT, A. F. Thresholds in landscape parameters: Occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. *Biological Conservation*, v. 117, p. 375–391, 2004.

RADFORD, J. Q., BENNETT, A. F., CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation*, v. 124, p. 317–337, 2005.

REVILLA, E. et al. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *The American naturalist*, v. 164, n. 5, p. 130–153, 2004.

REY BENAYAS, J. M., ESPIGARES, T., CASTRO-DÍEZ, P. Simulated effects of herb competition on planted *Quercus faginea* seedlings in Mediterranean abandoned cropland. *Applied Vegetation Science*, v.6, n. 2, p. 213–222, 2003.

RICKETTS, T. H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American naturalist*, v. 158, p. 87–99, 2001.

RIES, L. et al. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 35, p. 491–522, 2004.

RÍOS, N., et al. Parámetros hidrológicos y de cobertura vegetal en sistemas de producción ganadera en la zona de recarga de la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*, n. 48, p.111–117, 2006.

SAN JOSÉ, J. J., FARINAS, M. R., ROSALES, J. Spatial patterns of trees and structuring factors in a Trachypogon savanna of the Orinoco Llanos. *Biotropica*, v. 23, n. 2, p.114–123, 1991.

SCHLAWIN, J. R., ZAHAWI, R. A. “Nucleating” succession in recovering neotropical wet forests: The legacy of remnant trees. *Journal of Vegetation Science*, v. 19, n. 4, p. 485–492, 2008.

SCHÜTZ, K. E. et al. The amount of shade influences the behavior and physiology of dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, v. 93, n. 1, p. 125–33, 2010.

SCHÜTZ, K. E., et al. Dairy cows prefer shade that offers greater protection against solar radiation in summer: Shade use, behaviour, and body temperature. *Applied Animal Behaviour Science*, v. 116, n. 1, p. 28–34, 2009.

SILANIKOVE, N. Effects of heat stress on the welfare of extensively managed. *Livestock Production Science*, v. 67, p. 1–18, 2000.

SILVA, J. M. C., UHL, C., MURRAY, G. Plant Succession, Landscape Management, and the Ecology of Frugivorous Birds in Abandoned Amazonian Pastures. *Conservation Biology*, v. 10, n. 2, p. 491–503, 1996.

SOUZA, J. T., et al. Does Proximity to a Mature Forest Contribute to the Seed Rain and Recovery of an Abandoned Agriculture Area in a Semiarid Climate? *Plant Biology*, v. 16, p. 748–756, 2013.

SPOONER, P., LUNT, I. ROBINSON, W. Is fencing enough? The short-term effects of stock exclusion in remnant grassy woodlands in southern NSW. *Ecological Management and Restoration*, v. 3, n.2, p. 117–126, 2002.

TAYLOR, A. C. Assessing the consequences of inbreeding for population fitness: past challenges and future prospects. In: HOLT, W. V. et al. (eds.) *Reproductive Science and Integrated Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. cap. 5, p. 67–81.

TAYLOR, P. D. et al. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TAYLOR, P. D. FAHRIG, L., WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. In: CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M. (eds.) *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. cap. 2, p. 29–43.

TEAGUE, W. R., DOWHOWER, S. L. Patch dynamics under rotational and continuous grazing management in large, heterogeneous paddocks. *Journal of Arid Environments*, v. 53, n. 2, p. 211–229, 2003.

THOMLINSON, J. R., et al. Land- use dynamics in post-agricultural Puerto Rican landscape (1936–1988). *Biotropica*, v. 28, n. 4, p. 525–536, 1996.

TILMAN D, et al. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, v. 292, n. 5515, p. 281–284, 2001.

TILMAN, D., et al. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, v. 418, p. 671–677, 2002.

TINOCO-OJANGUREN, C., et al. Species diversity and regeneration of native species in *Pennisetum ciliare* (buffelgrass) pastures from the thornscrub of Sonora, México. *Journal of Arid Environments*, v. 97, p. 26–37, 2013.

TORIOLA, D., CHAREYRE, P., BUTTLER, A. 1998. Distribution of primary forest plant species in a 19-year old secondary forest in French. *Tropical Ecology*, v. 14, n. 03, p.323–340, 1998.

TRIPATHI, G. et al. Fauna-associated changes in soil biochemical properties beneath isolated trees in a desert pastureland of India and their importance in soil restoration. *The Environmentalist*, v. 29, n. 3, p. 318-329, 2009.

TUCKER, C. B., ROGERS, A. R., SCHÜTZ, K. E. Effect of solar radiation on dairy cattle behaviour, use of shade and body temperature in a pasture-based system. *Applied Animal Behaviour Science*, v. 109, n. 2-4, p. 141–154, 2008.

WEST, J. W., 2003. Effects of heat-stress on production in dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, v. 86, p. 2131–2144, 2003.

WESTVIC DAIRY (2013). *Shelter and productivity, health & welfare of livestock* (Chapter 5) Disponível em:
<<http://www.westvicdairy.com.au/Portals/0/content/publications/industry-reports/natural-resource-management/Chapter5-Shelter&Productivity.pdf>>. Acesso em: 25 Jan. 2014.

WHEELLOCK, J. B., et al. 2010. Effects of heat stress on energetic metabolism in lactating Holstein cows. *Journal of Dairy Science*, v. 93, p. 644–655, 2010.

WICK, B., et al. Land quality changes following the conversion of the natural vegetation into silvo-pastoral systems in semi-arid NE Brazil. *Plant and Soil*, v. 222, p. 59–70, 2000.

WILLSON, M. F., CROME, F. H. J. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, n. 5, p. 301–308, 1989.

WILSON, B. Influence of scattered paddock trees on surface soil properties: A study of the Northern Tablelands of NSW. *Ecological Management and Restoration*, v. 3, p. 211–219, 2002.

ZAHAWI, R. A., AUGSPURGER, C. K. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecological applications*, v. 16, n. 2, p. 464–478, 2006.

ZHANG, L., et al. Estimation of soil moisture and groundwater recharge using the TOPOG_IRM Model. *Water Resources Research*, v. 35, p. 149–161, 1999.

ZIMMERMAN, J. K., PASCARELLA, J. B, AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, v. 8, n.4, p.350–360, 2000.

ARTIGO: PASTURE TREES: REGENERATION, FARMER MANAGEMENT OR ORIGINAL FLORA REMNANT?

AUTORES: Tamires Gonçalves, Hisaias S. Almeida, Caroline C. F. Campos, João P. C. Elias e Flavio N. Ramos

Artigo redigido conforme as normas da revista *Biodiversity and Conservation*

1 **Word Count:** 8,684

2

3 **PASTURE TREES: REGENERATION, FARMER MANAGEMENT OR ORIGINAL FLORA**
4 **REMNANT?**

5

6 Tamires Gonçalves¹, Hisaias S. Almeida², Caroline C. F. Campos¹, João P. C. Elias¹ & Flavio N. Ramos^{1*}

7

8 ¹ Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais (ECOFRAG), Instituto de Ciências da Natureza,
9 Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG), Rua Gabriel Monteiro da Silva, n.700, Alfenas, MG CEP
10 37130-000, Brazil. Tel +55353299-1447. *Author for correspondence: fnramos@gmail.com

11 ² Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), Rua Dr. Pereira Cabral, n. 1303,
12 Itajubá, MG, CEP 37500-903, Brazil.

13

14 **Abstract**

15 The global demand for agricultural land results in fragmented landscapes with few forest remnants
16 isolated from one another. Isolated trees in pasture can be important to improve diversity in the landscape and
17 connectivity between the fragments. The aim of this research was to evaluate whether isolated trees in pastures
18 are remnants from the original flora, the result of a regeneration process and/or from farmer management.
19 To accomplish this, we analyzed the influence of both distance from forest remnants and pasture management
20 on abundance, species richness, and size of pasture trees. This information is very important to understand
21 the factors affecting isolated trees and also to guide management programs. The study was carried out in nine
22 pastures from a semi-deciduous forest region in Brazil. All plants with a diameter at breast height (d.b.h.) ≥ 5 cm
23 were measured and identified in 1.96 ha of each pasture (total of 17.64 ha). The pastures presented 700 trees
24 (mean of 39.7 trees/ha) belonging to 30 families and 90 species. The investigated pastures showed two pasture
25 groups: those where the isolated trees originate from regeneration (characterized as: many trees, pioneers, short,
26 thinner, and near a fragment) and those from farmer management (characterized as: few trees or species, large,
27 and exotic). These results indicate that these trees are regenerating and/or are being managed by the farmers,
28 instead of being remnants from the original vegetation. Our results suggest that aspects related to distance from
29 forest remnants and pasture management may interfere in density and pasture tree species composition.

30 **Keywords:** diversity, paddock trees, pasture management, secondary succession.

31 **Introduction**

32 Fragmentation of continuous forests around the world has occurred mainly due to fast forest clearing to
33 fulfill the demand for agricultural lands (FAO 2012), which results in fragmented landscapes with forest
34 remnants surrounded by crop fields and pastures. Approximately 80% of the total world land converted to
35 agricultural use is occupied by livestock, which use about 3.4 billion hectares for grazing, and this is equivalent
36 to 26% of the total ice-free terrestrial surface of the planet (FAO 2009). Pasture is a matrix that limits the forest
37 species movement (Castellón and Sieving 2006; Prevedello and Vieira 2010), and may represent a challenge to
38 biodiversity conservation in fragmented landscapes, since it can threaten the stability of natural ecosystem
39 remnants by facilitating the invasion of exotic grasses and increasing the incidence of fire, in addition to
40 limitation of permeability (D'Antonio and Vitousek 1992). Retaining a diverse and dense tree component within
41 pastures and stimulating natural tree regeneration may be a way to maintain biodiversity within a pasture-
42 dominated landscapes (Fischer and Lindenmayer 2002a; Oliver et al. 2006; Harvey et al. 2011). The ecological
43 importance of scattered trees in both natural and human-modified landscapes is widely recognized in literature
44 (Facelli and Brock 2000; Gibbons and Boak 2002; Gibbons and Lindenmayer 2002; Oliver et al. 2006; Zahawi
45 and Augspurger 2006; Boscolo et al. 2008; Esquivel et al. 2008).

46 Isolated trees are keystone structures (Manning et al. 2006) in maintaining biodiversity because they play
47 important roles at both local and landscape levels (Facelli and Brock 2000; Fischer and Lindenmayer 2002a;
48 Wilson 2002; Boscolo et al. 2008). At a local scale, the area around isolated trees forms a true "micro-
49 ecosystem", providing many favorable conditions and resources, such as milder microclimate conditions, food,
50 and shelter that favor the development of a greater associated biodiversity (Manning et al. 2006). At the
51 landscape scale, the isolated trees can contribute to an increase in the total amount of suitable habitat for wildlife,
52 acting as "stepping stones" in fragmented landscapes (Fischer and Lindenmayer 2002b). The scattered trees can
53 provide important habitats to fauna, including those for feeding, breeding, nesting, and roosting (Gibbons and
54 Lindenmayer 2002; Galindo-González and Sosa 2003; Oliver et al. 2006), and because of this they are important
55 in increasing the permeability between forest remnants through less structurally complex matrices, such as
56 pastures (Manning et al. 2006). Moreover, for plant species, they also have a critical role, since many of the
57 animals that perch in the trees are important for seed dispersal across the landscape (Guevara and Laborde 1993;
58 Silva et al. 1996; Duncan and Chapman 1999; Fischer and Lindenmayer 2002a; Galindo-González and Sosa
59 2003; Zahawi and Augspurger 2006; Galindo-González et al. 2008; Herrera and García 2009), which
60 consequently, increases the connectivity for plant populations (Aldrich and Hamrick 1998).

61 In addition to ecological roles, isolated trees provide socioeconomic values to farmers (Harvey and Haber
62 1999; Plieninger et al. 2004; Pagiola et al. 2007). Trees could provide ecosystem services that directly benefit
63 agricultural production (such as shade for cattle in the dry season, organic matter for soil, among others), supply
64 several products (such as fruits, firewood, timber, and fence posts) (Harvey and Haber 1999), and present social
65 values in farms due to their aesthetic, cultural, and recreational contributions (Carruthers et al. 2004). However,
66 scattered trees are facing declines in some regions mainly due to limited regeneration and farmer management
67 practices (Mountford et al. 1999; Plieninger et al. 2003; Carruthers et al. 2004; Close and Davidson 2004;
68 Gibbons et al. 2008; Fischer et al. 2010). These declines threatens biodiversity conservation in fragmented
69 landscapes that are dominated by agricultural use (Teague and Dowhower 2003; Manning et al. 2006; Harvey et
70 al. 2011).

71 In pastures, the tree component may be originated from the original flora (Guevara et al. 1998; Nahed-
72 Toral et al. 2013), or the result of natural regeneration (Finegan and Delgado 2000; Esquivel et al. 2008) and/or
73 farmer management (Harvey and Haber 1999; Harvey et al. 2011). The regeneration and perpetuation of pasture
74 trees, their density, and species composition may be affected by several factors, such as the seed rain, seed bank,
75 seed and seedling predation, microclimatic conditions for germination, competition with pasture grasses, seed
76 dispersal syndromes, and forest proximity (Aide and Cavelier 1994; Duncan and Chapman 1999; Holl 1999;
77 Cubiña and Aide 2001; Hooper et al. 2005; Muñoz-Castro et al. 2006). Additionally, the pasture trees can be
78 affected by farmer management through the deliberate controlling of the trees, by cutting, keeping, and/or
79 planting trees for various purposes to fulfill different farm needs (such as shade, fodder, fuel wood, timber, fence
80 posts, and food) (Harvey and Haber 1999; Esquivel-Mimenza et al. 2011; Harvey et al. 2011; Martínez-Encino et
81 al. 2013; Nahed-Toral et al. 2013).

82 The effect of distance from the forest's edge on scattered trees is still poorly understood, since there are
83 studies that report a positive relationship between proximity to forest-matrix edge and seed rain, species richness,
84 seed density in soil seed bank, and regeneration (Aide and Cavelier 1994; Silva et al. 1996; Cubiña and Aide
85 2001; Muñoz-Castro et al. 2006; Souza et al. 2013; Barnes and Chapman 2014), while others did not find any
86 effect of distance from forest on regeneration processes (Guevara et al. 1986; Holl and Lulow 1997; Duncan and
87 Chapman 1999; Duncan and Duncan 2000). Furthermore, there are few studies that address the relationship
88 between farmer management and pasture trees (e.g.: Harvey and Haber 1999; Esquivel et al. 2008; Harvey et al.
89 2011). The knowledge of the factors that influences the presence of isolated trees in pasture is crucial to help the
90 development of plans aiming the biological conservation in fragmented landscapes. The aims of this research

91 were (i) to describe the vegetation structure and (ii) to evaluate the influence of distance from forest remnants on
92 abundance, species richness, and size of pasture trees. We hypothesized that the proximity to forest remnants and
93 the farmer management practices, such as selective plantation, species protection and species exclusion
94 (mechanical or chemical), and proximity to forest (potential seed sources) could affect the regeneration process
95 and tree species composition on pastures. The floristic description provided in this study is an important step in
96 better understanding the tree coverage in pastures because floristic inventories are essential for restoration
97 programs in abandoned pastures and silvopastoral programs in active ones. Thus, the information generated may
98 guide actions that incorporate pasture trees within initiatives for sustainable agricultural management as well as
99 efforts to conserve biodiversity in agricultural landscapes.

100

101 **Material and Methods**

102 *Study area*

103 This research was carried out in nine pastures within seven municipalities of southern Minas Gerais state,
104 Brazil (Table 1). The vegetation in this region is classified as Semideciduous Atlantic Forest, and the climate of
105 the seven municipalities is categorized as Cwa (humid subtropical climate with dry winter and hot summers) and
106 Cwb (humid subtropical climate with dry winter and temperate summers), according to the Köppen
107 classification system (Table 1) (Alvares et al. 2013). The mean temperature ranges between 17.5 °C for winters
108 and 21.1 °C for summers, and the mean rainfall of the seven municipalities studied is around 300 mm for winters
109 and 1330 mm for summers (Alvares et al. 2013). The altitude ranges between 817 and 854 m in a predominantly
110 hilly relief (Alvares et al. 2013). The landscape is highly fragmented and predominantly agricultural with only
111 9% of native vegetation cover (semi-deciduous forest). The most common farming matrices are pastures (51%),
112 as well as perennial crops (mainly coffee – 17%), and temporary crops (mainly sugar cane and corn – 7%)
113 (Olivetti 2014; Olivetti *et al.* in press). The seven municipalities have an area of about 2,100,000 ha of cattle
114 ranching pastures (IBGE 2007).

115

116 *Study design and data collection*

117 Landscapes centered on forest fragments surrounded by pasture matrix were selected from a previous
118 mapping with satellite images in software QuantumGIS. For this selection a 2 km buffer was drawn from the
119 center point of each forest fragment and the criteria used to selection of study areas were (i) forest percentage
120 within the buffer (that ranged between 20 and 50% of forest), and (ii) presence of isolated trees in the pastures.

121 The landscapes were selected in order to form a gradient of isolated tree densities in pastures. The range selected
122 for forest percentage aimed to standardize the effect of natural forest cover on richness and abundance of pasture
123 trees, and it also represents a common situation in the region. The vegetation was assessed in a large plot of 1.96
124 ha subdivided in 196 adjacent (continuous) subplots of 100m² in each pasture, totaling 17.64 ha of surveyed
125 pasture. These subplots were systematically arranged from 3 to 140 m away from forest's edge (Fig 1a). In each
126 plot, all plants with a diameter at breast height ≥ 5 cm (d.b.h. = 1.3 m) were quantified, geo-referenced,
127 identified (according to APG III), and measured for diameter, height, crown openness, and crown area. Crown
128 openness percentage was calculated using a plane densiometer below each tree, while the crown area was
129 calculated by measuring its perpendicular diameters (the longest and its perpendicular). To analyze tree size, the
130 height and diameter data was separated into five classes according to the minimum and maximum values. The
131 diameter classes were from d.b.h. ≤ 10 cm to d.b.h. > 40 cm, with 10 cm ranges, and the height classes were put
132 into 5 m ranges that were from $h \leq 5$ m to $h > 20$ m. In order to analyze the influence of distance from fragments
133 on pasture trees, the distance of each tree from forest's edge was measured (Fig. 1b) and the values were
134 separated into seven classes of distance according to the minimum and maximum values. The distance classes
135 were put into 20 m ranges that were from $dist \leq 23$ m to $dist > 123$ m.

136

137 *Analysis*

138 Standard descriptors of vegetation composition (density, abundance, and richness), Shannon's diversity
139 (H'), and Pielou's evenness (J) indices were calculated for each pasture (Magurran 1988). From quantitative
140 analysis of frequency, density, and dominance, the importance value (IV) was determined (sum of relative
141 frequency, relative density, and relative dominance) (Mueller-Dombois and ElleMBERG, 1974). G-tests were
142 performed at a 0.05 significance level in order to assess whether the tree size (d.b.h. and height) classes differ
143 among the investigated pastures. In order to assess whether there is a variation among seed dispersal syndromes,
144 the (i) percentage of trees and (ii) percentage of species on seed dispersal syndrome classes (anemochory,
145 zoochory, and others) were compared by ANOVA (after normality and variance homogeneity tests) at a 0.05
146 significance level using Tukey's post hoc test (Zar 2010). The influence of distance from fragments on tree
147 abundance, species richness, tree size, as well as abundance and richness of seed dispersal syndromes in pastures
148 was evaluated by linear regressions. (Zar 2010). The analyses were performed in R (R Development Core Team
149 2011) software.

150

151 Results

152 A total of 700 trees from 30 families and 90 species were identified in the nine pastures surveyed (Table
 153 2). The mean density of trees was 39.7 trees/ha and the densities varied greatly between the pastures (from 8 to
 154 116 trees/ha). Species richness ranged from 5 to 37 species per pasture. The most abundant families were
 155 Fabaceae (262), Asteraceae (61), Cannabaceae (57), Apocynaceae (37), Malvaceae (25), Lamiaceae (23), and
 156 Boraginaceae (21), which together accounted for almost 70% of the total trees. The Fabaceae family was
 157 registered in all pastures and was represented by 18 species (20 %) in total (Table 3).

158 The ten species with the highest importance value (IV) were *Machaerium hirtum*, *Celtis brasiliensis*,
 159 *Platypodium elegans*, *Vernonanthura phosphorica*, *Maclura tinctoria*, *Cordia sellowiana*, *Aspidosperma*
 160 *parvifolium*, *Cocos nucifera*, *Casearia sylvestris*, and *Mangifera indica* (Table 3). These species correspond to
 161 almost 55% of the total surveyed trees. While we found 135 trees of *Machaerium hirtum*, 37 species (41.1% of
 162 the total number of species) presented only one individual. The Shannon diversity index ranged from 1.23 to
 163 2.96 nats*ind.⁻¹ and Pielou's evenness varied between 0.76 and 0.81 (Table 2). Anemochorous trees accounted
 164 for 57% of the total number of trees and 33% of total species, while zoochorous trees accounted for 37% of trees
 165 and 55% of species. The percentage of trees and species with anemochorous and zoochorous syndromes did not
 166 differ from each other, but differed from the other seed dispersal syndromes (Fig. 2).

167 Most pasture trees were represented by small individuals, with about 75% of the trees having a d.b.h. ≤ 20
 168 cm and 88% of trees being shorter than 10 m (Fig. 3). The mean d.b.h. was 17.9 cm (a range of 5 to 215 cm) and
 169 the mean height of trees was 7.1 m (varying between 1.5 and 25 m). When the analyses for distribution of
 170 diameter classes were performed for each pasture, this overall size distribution (a greater small tree proportion)
 171 occurred in six of the total pastures investigated, while in the other three pastures, there was a higher proportion
 172 of large trees (d.b.h. ≥ 40 cm) (Fig. 4).

173 Tree abundance and species richness decreased with increasing distance from the forest fragments (Fig.
 174 5). The abundance of anemochorous and zoochorous trees and the richness of anemochorous species also
 175 decreased with increasing distance from the forest fragments (Fig. 5). On the other hand, tree size was not related
 176 to distance from fragment ($p > 0.05$ for all evaluated variables of tree size). An increase of tree density in pasture
 177 only increased the abundance of anemochorous trees (Fig. 6a).

178 Based on species composition of each pasture, field observations, and on results of the diameter class
 179 distribution, the investigated pastures can be divided into two groups: (i) a regenerating group and (ii) a farmer
 180 managed group. The regenerating group presented 6 pastures, where the secondary succession was more evident

181 by the presence of many thinner trees, such as *M. hirtum*, *V. phosphorica* and *C. brasiliensis*, which are
 182 characteristic of an initial succession phase (Mantovani et al. 2005; Oliveira Filho 2008; Almeida et al. 2010;
 183 Ribeiro; Ferraz Filho 2013). The farmer managed group presented 3 pastures, where the farmers may have
 184 performed: (i) tree retention, (ii) plant control (reported by farmers), and (iii) an introduction of exotic trees (for
 185 example, *Mangifera indica* and *Cocos nucifera*).

186 From this division, some analyses were performed with regenerating and farmer managed groups. The
 187 farmer managed group accounted for 99 trees from 22 families and 42 species, while the regenerating one
 188 presented 601 trees from 26 families and 68 species. The Shannon diversity index was 3.39 and 3.23 nats*ind.⁻¹
 189 and Pielou's evenness was 0.91 and 0.77 for farmer managed and regenerating groups, respectively. The three
 190 species with the highest importance value (IV) in the farmer managed group were *Terminalia glabrescens*,
 191 *Mangifera indica* (exotic), and *Cocos nucifera* (exotic). Similarly, for the regenerating group, *Machaerium*
 192 *hirtum*, *Celtis brasiliensis*, and *Vernonanthura phosphorica* had the highest IV. As mentioned previously, trees
 193 from the regenerating group are thinner and shorter, and those from the farmer managed group are larger and
 194 taller ($G_4 = 98.12$; $p < 0.0001$ for diameter and $G_4 = 56.98$; $p < 0.0001$ for height). The percentage of trees and
 195 species per seed dispersal syndrome did not differ from each other within the farmer managed group ($F_2 = 0.41$; p
 196 $= 0.68$ for percentage of trees and $F_2 = 0.61$; $p = 0.58$ for percentage of species). Within the regenerating group,
 197 the percentage of trees and species with anemochorous and zoochorous syndromes did not differ from each
 198 other, but differed from the other seed dispersal syndromes ($F_2 = 5.83$; $p = 0.01$ for percentage of trees and $F_2 =$
 199 8.95 ; $p = 0.003$ for percentage of species). Among the regenerating group pastures, the tree abundance and
 200 species richness decreased at greater distances from the forest fragments (Fig. 7). The abundance of trees and the
 201 number of species with anemochorous and zoochorous syndromes also decreased with increasing distance from
 202 fragments among the regenerating group pastures (Fig. 7). Additionally, an increase in isolated tree density in
 203 pasture also increased the abundance of anemochorous trees in the regenerating group pastures (Fig.6b).

204

205 Discussion

206 Most of the isolated trees were the result of secondary succession in most of the pastures investigated, but
 207 farmer management affected tree species composition in other ones. In the regenerating pastures: (i) tree
 208 abundance was higher near forest remnants, (ii) the species with greatest IV were typical from an initial
 209 succession phase, and (iii) most of the trees were small (thinner and shorter). On the other hand, in the farmer
 210 managed group, the trees were larger, and exotic species with ornamental or fruit uses were found.

211 The studied pastures presented a high mean tree density (39.7 trees/ha), according to the Pagiola et al.
212 (2007) classification, where pastures with high tree density present more than 30 trees/ha. The mean tree density
213 varies among studies in other countries (farms in Costa Rica, México, and Nicaragua), from very low densities,
214 such as 3.3 tree/ha (Guevara et al. 1998) and 8.1 trees/ha (Esquivel-Mimenza et al. 2011) to high densities, such
215 as 25 trees/ha (Harvey and Haber 1999), 38 trees/ha (Grande et al. 2013), 40 trees/ha (Esquivel et al. 2008), and
216 48 trees/ha and 93 trees/ha (Martínez-Encino et al. 2013). This result is important because simulations of
217 patterns and geometry of landscapes with decreasing proportion of the suitable habitat revealed the existence of
218 vegetation cover thresholds (such as 30% of suitable habitat, according to Andrés 1994), below which the
219 fragment size and isolation have more significant effects on the fauna. Consequently, pasture trees could
220 contribute to increasing the total vegetation amount in fragmented landscapes, raising the total amount of
221 suitable habitat for wildlife. Additionally, isolated trees in pastures act as stepping stones in fragmented
222 landscapes by enhancing the connectivity between patches (Fischer and Lindenmayer 2002b; Boscolo et al.
223 2008). Thus, the high mean tree density from these pastures could contribute to biodiversity conservation by
224 promoting an increase in the total amount of suitable habitat for fauna and improving the connectivity within the
225 studied landscape.

226 The total number of tree species (90) in the studied pastures is intermediary compared to other studies. It
227 surpasses the 20 species registered in pastures from Chiapas Coastal Plain, México (Otero-Arnaiz et al. 1999),
228 and the 53 and 64 species reported in Sierra of Tabasco, also in México (Nahed-Toral et al. 2013 and Martínez-
229 Encino et al. 2013, respectively). The species richness that we found is a little smaller than found in Costa Rica
230 and Nicaragua (99 species in Esquivel-Mimenza et al. 2011), but it is remarkably lower than the 199 species on
231 farms near Monteverde, Costa Rica (Harvey and Haber 1999) and 255 species (Harvey et al. 2011) in cattle
232 producing regions of Costa Rica and Nicaragua. Among these studies that recorded higher species richness, only
233 on farms near Monteverde, Costa Rica, was the tree density also high and similar to what we found (Harvey and
234 Haber 1999). In these farms near Monteverde, the farmers are aware of the economic value and some of the
235 ecological benefits of pasture trees and would be receptive to programs that promote pasture tree conservation.
236 While in the others locations that reported high richness, farm management practices maintain lower tree
237 densities (8.0 tree/ha approximately), threatening their contribution to farm productivity and biodiversity
238 conservation (Harvey et al. 2011).

239 Although the isolated trees in the investigated pastures showed a high diversity index ($H' = 3.52$ and $J =$
240 0.78) compared to pastures from others regions (Esquivel et al. 2008; Esquivel-Mimenza et al. 2011), almost half

241 of the species are rare in these pastures, since they are represented by few trees or even only one individual. Rare
242 species present a greater chance of local extinction (Hubbell and Foster 1992). Furthermore, only 31.2% of the
243 species richness recorded pastures occur in forest fragments from this region (Carneiro *et al.*, in prep). Therefore,
244 our results strengthen the exclusion of original flora remnants hypothesis for pasture trees. Among the most
245 important species (the ten highest IV's) in the present study, seven (*M. hirtum*, *C. brasiliensis*, *P. elegans*, *M.*
246 *tinctoria*, *C. sellowiana*, *A. parvifolium*, and *C. sylvestris*) were found in the forest remnants from the studied
247 area, but their abundance and importance values in pastures are much higher than the fragments (Carneiro *et al.*,
248 in prep). The majority of the ten most important species (*C. sellowiana*, *M. hirtum*, *V. phosphorica*, *C. sylvestris*,
249 *P. elegans*, and *C. brasiliensis*) are characteristic of the initial succession phase (pioneer or initial secondary)
250 (Mantovani et al. 2005, Oliveira Filho 2008; Almeida et al. 2010, Prado Júnior et al. 2010; Lopes et al. 2012,
251 Ribeiro; Ferraz Filho 2013), and present a high proportion of individuals from the wind dispersal syndrome
252 (Lorenzi 1991; Lorenzi, 2008; Lorenzi and Matos 2008). So, these results reinforce the classification of six
253 pastures as regenerating pastures are the result of natural regeneration.

254 Although the studied pasture trees showed a large proportion of shorter trees, when tree size is considered
255 for each pasture (local level), the division of pastures into regenerating and farmer managed groups becomes
256 clearer. In those pastures with more intensive farmer management, most of the isolated trees were larger. In these
257 pastures, practices such as planting exotic species (*C. nucifera* and *M. indica*), preserving some large trees to
258 provide shade for cattle (such as *T. glabrescens*, *H. chrysotrichus*, *M. villosum*, *P. regnellii*, and *C. speciosa*),
259 and active plant control, mechanical or chemically eliminating specific undesirable trees (such as *V. phosphorica*
260 and *C. brasiliensis*), contribute to the tree size pattern (greater proportion of large trees) and species composition
261 that we found in pastures from the farmer managed group. The trees that were planted or kept in the pastures
262 may be used as sources of timber, fruit, and shade for cattle or as an ornamental tree (Lorenzi 1991; Lorenzi,
263 2008; Lorenzi and Matos 2008) and these factors probably influence the farmer's decision in pasture
264 management. Furthermore, in pasture from the regenerating group, the influence of farmer management was
265 apparently of low intensity or totally absent. Therefore, secondary succession by regeneration occurs naturally.

266 Tree abundance and species richness in the pastures were affected by the distance from forest fragments.
267 An increase of distance from a forest can reduce the biological flow of seeds into pastures, affecting the quantity
268 and composition of the seed rain and seed bank (Aide and Cavelier 1994; Silva et al. 1996; Duncan and Duncan
269 2000; Cubiña and Aide 2001; Muñiz-Castro et al. 2006; Souza et al. 2013; Barnes and Chapman 2014). In the
270 regenerating group pastures, an increasing distance also reduces tree abundance and species richness, as well as

271 the number of trees and species dispersed by animals and by the wind. Therefore, probably the barriers imposed
272 by distance from the forest are reducing the seed dispersal flows, which consequently may affect not only the
273 successional process, but also the extent of regeneration in these pastures.

274 The high tree density that we found indicates a potential contribution of these trees to the ecosystem
275 functioning in the highly fragmented landscape studied. However, the species composition highlights the need
276 for programs that encourage the planting and conservation of forest trees, since many specific services and
277 wildlife-relationships may be lost if this richness decreases (Pimentel et al. 1992). In the investigated pastures,
278 we found many trees from the Fabaceae family, which, in turn, was represented by a higher number of species.
279 This result is important because leguminous trees in pastures can improve nutrient provisioning by fixing
280 atmospheric nitrogen in the soil, enhancing the efficiency of fodder use, and therefore, helping to reduce the use
281 of chemical fertilizers (Ibrahim et al. 2010; Alonso 2011). So, this result highlights a possible contribution to
282 livestock production that uses less chemical fertilizers if producers are made aware of this benefit and are
283 receptive to programs that plant leguminous trees in their pastures. Additionally, the high tree density at a
284 regional level (all pastures combined) points to a potential use of pasture trees in conservation programs in the
285 studied landscapes, such as the implementation of silvopastoral systems, especially in those pastures that already
286 have many trees; while the presence of large numbers of generalist species highlights the need for programs to
287 enhance species richness and encourage the planting and conservation of forest trees in pastures. The knowledge
288 about how farmers see and how they choose the trees in their pastures is also important to promote tree
289 conservation in these pasturelands. This knowledge may reveal which farmers are aware of the benefits and
290 importance of pasture trees and are, therefore, receptive to conservation programs, as well as indicating the
291 farmers that should be encouraged to seek knowledge about the ecological and productivity roles of trees in
292 order to promote pasture tree conservation in the region.

293

294 **Conclusions**

295 Our results indicate that pasture trees in the investigated farms are possibly regenerating or being
296 managed by farmers, instead of being remnants from the original vegetation. This was corroborated by the
297 higher abundance of pasture trees near forest fragments, by the most important species (highest IV's) that are
298 characteristic of the initial succession phase or are exotic, and by the greater abundance of trees dispersed by
299 wind. Furthermore, most of the trees in regenerating group are small (shorter and thinner), while pasture trees of
300 the farmer managed group are larger and were actively planted or selectively kept by farmers. Our results

301 suggest that aspects related to distance from seed sources, colonization, and dispersal abilities as well as farmer
302 management may interfere on tree abundance and species composition in pastures. The lack of information about
303 tree species occurrence in pastures makes it difficult assess the potential importance of pasture trees as
304 conservation tools. So, our study is an important step toward the better understanding of tree coverage in
305 pastures, and shows the potential use of pasture trees in biodiversity conservation programs in the investigated
306 areas. Having the knowledge that in some pastures natural regeneration is responsible for tree component whilst
307 in others farmer management is decisive in species composition provides a basis to help with planning actions to
308 maintain and/or improve tree density and species richness in these pastures. However, we emphasize that surveys
309 about farmer views are very important when considering the potential of pasture trees as a conservation tool and
310 can help with planning tree conservation programs, as well as improve the ecosystem services provided by them.

Acknowledgements

We are grateful to Driéli C. Vergne, Gustavo M. P. Alves, Mariane P. Zanatta, and Paulo F. Carlstrom for their valuable help with the fieldwork, to Ecologia de Fragmentos Florestais research group (ECOFRAG) for their assistance in the study area's mapping and choice of experimental design and to Steve Latham from Stellar Soluções em Linguagem Ltda. for your english revision. We also thank Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) for the scholarships of the first and fourth authors, Programa Nacional de Pós-doutorado/Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (PNPD/CAPES) (23038.006963/2011) for the scholarships of the second and third authors, and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG)/VALE (CRA-RDP-0104-10) for their financial support of this research.

References

- Aide TM, Cavelier J (1994) Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2(4): 219–229.
- Aldrich PR, Hamrick JL (1998) Reproductive Dominance of Pasture Trees in a Fragmented Tropical Forest Mosaic. *Science* 281(5373): 103–105.
- Almeida RF, De Sordi SJ, Garcia RJF (2010) Aspectos florísticos, históricos e ecológicos do componente arbóreo do Parque da Independência, São Paulo, SP. *REVSBAU* 5(3): 18–41.
- Alonso J (2011) Silvopastoral Systems and Their Contribution to the Environment. *Cuban Journal of Agricultural Science* 45(2): 107–114.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G (2013) Köppen climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728
- Andrén H (1994) Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71(3): 355–366.
- Barnes AD, Chapman HM (2014) Dispersal Traits Determine Passive Restoration Trajectory of a Nigerian Montane Forest. *Acta Oecologica* 56: 32–40.
- Boscolo D, Candia-Gallardo C, Awade M, Metzger JP (2008) Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40(3): 273–276.
- Carruthers H, Bickerton H, Carpenter G, Brook A, Hodder M (2004) *A Landscape Approach to Determine the Ecological Value of Paddock Trees: Summary Report Years 1 & 2*. Biodiversity Assessment Services, South Australian Department of Water, Land and Biodiversity Conservation.
- Castellón TD, Sieving KE (2006) An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. *Conservation Biology* 20(1): 135–145.
- Close DC, Davidson NJ (2004) Review of Rural Tree Decline. *Tasforests* 15: 1–18.
- Cubiña A, Aide TM (2001) The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture. *Biotropica* 33(2): 260–267.
- D'Antonio CM, Vitousek PM (1992) Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23(1): 63–87.

- Duncan RS, Chapman CA (1999) Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications* 9(3): 998–1008.
- Duncan RS, Duncan VE (2000) Forest Succession and Distance from Forest Edge in an Afro-Tropical Grassland. *Biotropica* 32(1): 33–41.
- Esquivel MJ, Harvey CA, Finegan B, et al. (2008) Effects of Pasture Management on the Natural Regeneration of Neotropical Trees. *Journal of Applied Ecology* 45(1): 371–380.
- Esquivel-Mimenza H, Ibrahim M, Harvey CA, et al. (2011) Dispersed trees in pasturelands of cattle farms in a tropical ecosystem. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 14: 933–941.
- Facelli JM, Brock DJ (2000) Patch Dynamics in Arid Lands: Localized Effects of *Acacia Papyrocarpa* on Soils and Vegetation of Open Woodlands of South Australia. *Ecography* 23(4): 479–491.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2009) *The state of food and agriculture: livestock in the balance*. Rome.
- . (2012) *State of the World ' S Forests*. Rome.
- Finegan B, Delgado D (2000) Structural and Floristic Heterogeneity in a 30-Year-Old Costa Rican Rain Forest Restored on Pasture Through Natural Secondary Succession. *Restoration Ecology* 8(4): 380–393.
- Fischer J, Lindenmayer DB (2002a) The Conservation Value of Paddock Trees for Birds in a Variegated Landscape in Southern New South Wales. 1 . Species Composition and Site Occupancy Patterns. *Biodiversity and Conservation* 11: 807–832.
- . (2002b) The Conservation Value of Paddock Trees for Birds in a Variegated Landscape in Southern New South Wales. 2 . Paddock Trees as Stepping Stones. *Biodiversity and Conservation* 11: 833–849.
- Fischer J, Zenger A, et al. (2010) Tree Decline and the Future of Australian Farmland Biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(45): 19597–19602.
- Galindo-González J, Guevara S, Sosa VJ (2008) Bat- and Bird-Generated Seed Rains at Isolated Trees in Pastures in a Tropical Rainforest. *Conservation Biology* 14(6): 1693–1703.
- Galindo-González J, Sosa VJ (2003) Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southwestern Naturalist* 48(4): 579–589.
- Gibbons P, Boak M (2002) The Value of Paddock Trees for Regional Conservation in an Agricultural Landscape. *Ecological Management and Restoration* 3(3): 205–210.
- Gibbons P, Lindenmayer DB (2002) *Tree Hollows and Wildlife Conservation in Australia*. CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria.

- Gibbons P, Lindenmayer DB et al. (2008) The Future of Scattered Trees in Agricultural Landscapes. *Conservation Biology* 22(5): 1309–1319.
- Grande D, Leon F de, Nahed J, Perez-Gil F (2013) Importance and Function of Scattered Trees in Pastures in the Sierra Region of Tabasco, Mexico. *Research Journal of Biological Sciences* 5(1): 75–87.
- Guevara S, Laborde J, Sánchez G (1998) Are isolated remnant fragmented trees in pastures a canopy? *Selbyana* 19(1): 34–43.
- Guevara S, Purata SE, Van Der Maarel E (1986) The Role of Remnant Forest Trees in Tropical Secondary Succession. *Vegetatio* 66: 77–84.
- Guevara S, Laborde J (1993) Monitoring Seed Dispersal at Isolated Standing Trees in Tropical Pastures: Consequences for Local Species Availability. *Vegetatio* 107/108: 319–338.
- Harvey CA, Haber WA (1999) Remnant Trees and the Conservation of Biodiversity in Costa Rican Pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37–68.
- Harvey CA, Villanueva C, Esquivel H, et al. (2011) Conservation Value of Dispersed Tree Cover Threatened by Pasture Management. *Forest Ecology and Management* 261(10): 1664–1674.
- Herrera JM, García D (2009) The Role of Remnant Trees in Seed Dispersal through the Matrix: Being alone is not always so sad. *Biological Conservation* 142(1): 149–158.
- Holl KD (1999) Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica* 31(2): 229–242.
- Holl KD, Lulow ME (1997) Effects of Species, Habitat, and Distance from Edge on Post-Dispersal Seed Predation in a Tropical Rainforest. *Biotropica* 29(4): 459–468.
- Hooper E, Legendre P, Condit R (2005) Barriers to Forest Regeneration of Deforested and Abandoned Land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42(6): 1165–1174.
- Hubbell SP, Foster RB (1992). Short-term population dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. *Oikos*, 63: 48–61.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2007). *Censo Agropecuário 2006*. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/>. Accessed 01 September 2013.
- Ibrahim M, Guerra L, Casasola F, Neely C (2010) Importance of Silvopastoral Systems for Mitigation of Climate Change and Harnessing of Environmental Benefits. In: Abberton M, Conant R, Batello C (ed) *Grassland carbon sequestration: management, policy and economics. Proceedings of the Workshop on*

the role of grassland carbon sequestration in the mitigation of climate change. Integrated Crop Management, v. 11. FAO, Rome, pp 189–196.

- Lopes SF, Schiavini I, Oliveira A, Vale VS (2012) An Ecological Comparison of Floristic Composition in Seasonal Semideciduous Forest in Southeast Brazil: Implications for Conservation. *International Journal of Forestry Research*, 2012: 1–14.
- Lorenzi H (1991) *Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais*. 2nd edn. Plantarum, Nova Odessa, SP.
- Lorenzi H (2008) *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 5th edn. Plantarum, Nova Odessa, SP.
- Lorenzi H, Matos FJA (2008) *Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas*. 2nd ed. Plantarum, Nova Odessa, SP.
- Magurran AE (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, US.
- Manning AD, Fischer J, Lindenmayer DB (2006) Scattered Trees Are Keystone Structures – Implications for Conservation. *Biological Conservation* 132(3): 311–321.
- Mantovani M, Ruschel AR, Puchalski Â, da Silva JZ, dos Reis MS, Nodari R (2005) Diversidade de espécies e estrutura sucessional de uma formação secundária da Floresta Ombrófila Densa. *Scientia forestalis* 67: 14–26.
- Martínez-Encino C, Villanueva-Lopes G, Casanova-Lugo F (2013) Densidad Y Composición de Árboles Dispersos En Potreros En La Sierra de Tabasco, México. *Agrociencia* 47: 483–496.
- Mountford EdP, Peterken GF, Edwards PJ, Manners JG (1999) Long-Term Change in Growth, Mortality and Regeneration of Trees in Denny Wood, an Old-Growth Wood-Pasture in the New Forest (UK). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2(2): 223–272.
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons, New York, US.
- Muñiz-Castro MA, Williams-Linera G, Benayas JMR (2006) Distance Effect from Cloud Forest Fragments on Plant Community Structure in Abandoned Pastures in Veracruz, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 22:431–440.

- Nahed-Toral J, Valdivieso-Pérezet, A et al. (2013) Silvopastoral Systems with Traditional Management in Southeastern Mexico: A Prototype of Livestock Agroforestry for Cleaner Production. *Journal of Cleaner Production* 57: 266–279.
- Oliveira Filho AT et al. (2008) Espécies de ocorrência do domínio atlântico, do cerrado e da caatinga. In: Oliveira Filho AT, Scolforo JR (ed.) *Inventário Florestal de Minas Gerais: Espécies Arbóreas da Flora Nativa*. Lavras: UFLA, p.421-539.
- Oliver I, Pearce S, Greenslade PJM, Britton DR (2006) Contribution of Paddock Trees to the Conservation of Terrestrial Invertebrate Biodiversity within Grazed Native Pastures. *Austral Ecology* 31(1): 1–12.
- Olivetti D (2014) *Modelagem temporal e espacial da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas, MG*. Dissertation, Universidade Federal de Alfenas.
- Otero-arnaiz A, Castillo S, Meave J, Ibarra-Manriquez G (1999) Isolated Pasture Trees and the Vegetation under Their Canopies in the Chiapas Coastal Plain, Mexico. *Biotropica* 31(2): 243–254.
- Pagiola S, Ramírez E, Gobbi J, et al. (2007) Paying for the Environmental Services of Silvopastoral Practices in Nicaragua. *Ecological Economics* 64(2): 374–385.
- Pimentel D, Stachow U, Takacs, DA et al (1992) Conserving biological diversity in agricultural /forestry systems. *BioScience*, 42: 354–36.
- Plieninger T, Modolell y Mainou J, Konold W (2004) Land Manager Attitudes toward Management, Regeneration, and Conservation of Spanish Holm Oak Savannas (dehesas). *Landscape and Urban Planning* 66(3): 185–198.
- Plieninger T, Pulido FJ, Konold W (2003) Effects of Land-Use History on Size Structure of Holm Oak Stands in Spanish Dehesas: Implications for Conservation and Restoration. *Environmental Conservation* 30(01): 61–70.
- Prado Júnior JA, Vale VS, Oliveira A, Gusson AE, Dias Neto OC, Lopes SF, Schiavini I (2010) Estrutura da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual localizada na reserva legal da Fazenda Irara, Uberlândia, MG. *Bioscience Journal* 26(4): 638–647.
- Prevedello, JA., Vieira, MV (2010) Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19(5): 1205–1223.
- Ribeiro A, Ferraz Filho AC (2013) Estudo da metodologia proposta para classificação dos diferentes estágios de regeneração no Cerrado. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 33(73), p. 91 –98.

- Silva JMC, Uhl C, Murray G (1996) Plant Succession, Landscape Management, and the Ecology of Frugivorous Birds in Abandoned Amazonian Pastures. *Conservation Biology* 10(2): 491–503.
- Souza JT, Ferraz EMN, Albuquerque UP, Araújo EL (2013) Does Proximity to a Mature Forest Contribute to the Seed Rain and Recovery of an Abandoned Agriculture Area in a Semiarid Climate? *Plant Biology* 16: 748–756.
- Teague WR, Dowhower SL (2003) Patch Dynamics under Rotational and Continuous Grazing Management in Large, Heterogeneous Paddocks. *Journal of Arid Environments* 53(2): 211–229.
- Wilson B (2002) Influence of Scattered Paddock Trees on Surface Soil Properties: A Study of the Northern Tablelands of NSW. *Ecological Management and Restoration* 3(3): 211–219.
- Zahawi RA, Augspurger CK (2006) Tropical Forest Restoration: Tree Islands as Recruitment Foci in Degraded Lands of Honduras. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America* 16(2): 464–478.
- Zar JH (2010) *Biostatistical Analysis*. 5th edn. Prentice Hall, New Jersey. 944p.

Table 1 – Classification of pastures from southern Minas Gerais state, Brazil: municipalities, pasture locations (WGS 1986 23S-UTM), altitudes, and climate classification. The pastures were numbered in ascending order of density.

Pasture	Regional names	Municipality	Longitude	Latitude	Altitude*	Köppen classification*
1	P4	Alterosa	386847.904603	7653117.40783	817	Cwb ¹
2	P21	Paraguaçu	420868.257764	7629491.17075	846	Cwb
3	Diniz	Alfenas	381366.282656	7628493.66039	817	Cwb
4	P9	Campos Gerais	419301.442144	7654267.25592	845	Cwb
5	P13	Areado	373721.139182	7630655.30914	830	Cwb
6	Luiz	Carmo do Rio Claro	383992.515662	7670364.48848	854	Cwa ²
7	P7	Alfenas	403855.394308	7625040.23064	817	Cwb
8	Matão	Alfenas	409544.800003	7621879.50511	817	Cwb
9	Zé Vânio	Campo do Meio	402172.858931	7660767.97158	819	Cwa

* According to Alvares et al. (2013)

¹ Cwb – humid subtropical climate with dry winter and temperate summers

² Cwa – humid subtropical climate with dry winter and hot summers

Table 2 – Density and diversity of pasture trees for the studied pastures from southern Minas Gerais state, Brazil.

Pasture	Number of trees	Number of families	Number of species	H'	J
1 ^{fm}	15	5	5	1.23	0.76
2 ^{reg}	18	7	9	1.83	0.83
3 ^{fm}	24	7	9	1.69	0.77
4 ^{reg}	44	10	16	2.32	0.84
5 ^{reg}	55	8	11	1.72	0.72
6 ^{fm}	60	18	32	3.20	0.92
7 ^{reg}	81	12	17	2.00	0.71
8 ^{reg}	175	8	17	1.71	0.60
9 ^{reg}	228	19	36	2.95	0.82
Nine pastures combined	700	30	90	3.51	0.78

fm = pastures from farmer managed group

reg = pastures from regenerating group

H' = Shannon diversity index ($\text{nats} \cdot \text{ind.}^{-1}$)

J = Pielou's evenness

Table 3 – Phytosociological parameters for tree species sampled in nine pastures from the seasonal semi-deciduous forest region of southeastern Brazil. n = number of individuals, AD = absolute density, RD = relative density, AF = absolute frequency, RF = relative frequency, ADo = absolute dominance, RDo = relative dominance, and IV = value of importance. The ten highest IVs are highlighted in red and listed in parenthesis.

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
Anacardiaceae	11							
<i>Astronium fraxinifolium</i>	2	0.050	0.286	0.113	0.398	0.008	0.339	1.023
<i>Lithraea molleoides</i>	4	0.101	0.571	0.227	0.797	0.010	0.443	1.811
<i>Mangifera indica</i>	5	0.126	0.714	0.283	0.996	0.139	5.851	7.561 (10 th)
Annonaceae	2							
<i>Annona sylvatica</i>	2	0.050	0.286	0.057	0.199	0.004	0.169	0.654
Apocynaceae	37							
<i>Aspidosperma australe</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.004	0.156	0.498
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	3	0.076	0.429	0.113	0.398	0.009	0.377	1.204
<i>Aspidosperma dispersum</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.002	0.079	0.421
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	3	0.076	0.429	0.170	0.598	0.020	0.844	1.870
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	22	0.554	3.143	0.850	2.988	0.046	1.976	8.107 (7 th)

Table 3 (continued).

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
<i>Aspidosperma</i> sp. 1	7	0.176	1.000	0.283	0.996	0.012	0.498	2.494
Arecaceae	16							
<i>Cocos nucifera</i>	15	0.378	2.143	0.737	2.590	0.069	2.990	7.722 (8 th)
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.002	0.088	0.430
Asteraceae	61							
<i>Gochnatia polymorpha</i>	6	0.151	0.857	0.340	1.195	0.016	0.674	2.726
<i>Piptocarpha macropoda</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.007	0.314	0.656
<i>Vernonanthura phosphorica</i>	54	1.361	7.714	2.381	8.367	0.079	3.394	19.475 (4 th)
Bignoniaceae	19							
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	14	0.353	2.000	0.680	2.390	0.062	2.685	7.075
<i>Handroanthus serratifolius</i>	5	0.126	0.714	0.283	0.996	0.010	0.448	2.158
Boraginaceae	21							
<i>Cordia sellowiana</i>	21	0.529	3.000	1.020	3.586	0.048	2.060	8.645 (6 th)
Burseraceae	9							

Table 3 (continued).

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
<i>Protium spruceanum</i>	9	0.227	1.286	0.113	0.398	0.013	0.575	2.259
Cannabaceae	57							
<i>Celtis brasiliensis</i>	56	1.411	8.000	1.984	6.972	0.192	8.239	23.211 (2 nd)
<i>Celtis pubescens</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.010	0.417	0.759
Combretaceae	10							
<i>Terminalia argentea</i>	2	0.050	0.286	0.113	0.398	0.006	0.256	0.941
<i>Terminalia glabrescens</i>	8	0.202	1.143	0.454	1.594	0.096	4.140	6.876
Erythroxylaceae	5							
<i>Erythroxylum citrifolium</i>	3	0.076	0.429	0.113	0.398	0.006	0.253	1.080
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	2	0.050	0.286	0.113	0.398	0.005	0.222	0.906
Euphorbiaceae	12							
<i>Croton floribundus</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.002	0.072	0.414
<i>Croton urucurana</i>	4	0.101	0.571	0.170	0.598	0.008	0.330	1.499
<i>Croton verrucosus</i>	3	0.076	0.429	0.170	0.598	0.013	0.577	1.604
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	4	0.101	0.571	0.170	0.598	0.006	0.259	1.428

Table 3 (continued).

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
Fabaceae	262							
<i>Albizia polycephala</i>	8	0.202	1.143	0.397	1.394	0.023	0.972	3.509
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.005	0.203	0.545
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.004	0.159	0.501
<i>Erythrina falcata</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.014	0.614	0.956
<i>Hymenaea courbaril</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.016	0.691	1.033
<i>Inga vera</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.003	0.148	0.490
<i>Machaerium dimorphandrum</i>	22	0.554	3.143	0.737	2.590	0.042	1.804	7.536
<i>Machaerium hirtum</i>	135	3.402	19.286	4.252	14.940	0.305	13.102	47.328 (1 st)
<i>Machaerium nyctitans</i>	8	0.202	1.143	0.397	1.394	0.029	1.250	3.787
<i>Machaerium stipitatum</i>	5	0.126	0.714	0.227	0.797	0.015	0.635	2.146
<i>Machaerium villosum</i>	11	0.277	1.571	0.510	1.793	0.087	3.742	7.106
<i>Peltophorum dubium</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.004	0.175	0.517
<i>Senegalia polyphylla</i>	6	0.151	0.857	0.340	1.195	0.019	0.805	2.858

Table 3 (continued).

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
<i>Platycyamus regnellii</i>	8	0.202	1.143	0.397	1.394	0.066	2.860	5.398
<i>Platypodium elegans</i>	46	1.159	6.571	1.531	5.378	0.192	8.258	20.208 (3 rd)
<i>Senna macranthera</i>	6	0.151	0.857	0.340	1.195	0.011	0.465	2.518
<i>Senna multijuga</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.002	0.067	0.409
Lamiaceae	23							
<i>Aegiphila integrifolia</i>	17	0.428	2.429	0.680	2.390	0.024	1.040	5.859
<i>Aegiphila sellowiana</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.001	0.050	0.392
<i>Hyptidendron canum</i>	4	0.101	0.571	0.113	0.398	0.010	0.410	1.380
<i>Vitex polygama</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.004	0.173	0.515
Lauraceae	18							
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.010	0.427	0.769
<i>Nectandra grandiflora</i>	6	0.151	0.857	0.227	0.797	0.018	0.774	2.428
<i>Nectandra oppositifolia</i>	6	0.151	0.857	0.227	0.797	0.022	0.928	2.582
<i>Ocotea odorifera</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.020	0.875	1.217
<i>Persea willdenovii</i>	3	0.076	0.429	0.170	0.598	0.007	0.289	1.316

Table 3 (continued).

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
<i>Persea</i> sp. 1	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.002	0.073	0.415
Malpighiaceae	1							
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.001	0.056	0.398
Malvaceae	25							
<i>Ceiba speciosa</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.018	0.776	1.118
<i>Eriotheca candolleana</i>	5	0.126	0.714	0.170	0.598	0.011	0.492	1.804
<i>Guazuma ulmifolia</i>	11	0.277	1.571	0.567	1.992	0.029	1.234	4.797
<i>Luehea divaricata</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.005	0.233	0.575
<i>Luehea grandiflora</i>	7	0.176	1.000	0.227	0.797	0.016	0.702	2.499
Meliaceae	19							
<i>Cedrela fissilis</i>	2	0.050	0.286	0.113	0.398	0.011	0.468	1.152
<i>Guarea macrophylla</i>	16	0.403	2.286	0.227	0.797	0.035	1.520	4.603
<i>Trichilia pallens</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.002	0.098	0.440
Monimiaceae	1							
<i>Mollinedia widgrenii</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.004	0.187	0.529

Table 3 (continued).

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
Moraceae	19							
<i>Ficus pertusa</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.020	0.875	1.217
<i>Ficus cyclophylla</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.006	0.267	0.609
<i>Maclura tinctoria</i>	17	0.428	2.429	0.907	3.187	0.082	3.513	9.129 (5 th)
Myrtaceae	2							
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.003	0.145	0.487
<i>Eugenia florida</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.001	0.053	0.395
Nyctaginaceae	2							
<i>Guapira opposita</i>	2	0.050	0.286	0.057	0.199	0.009	0.377	0.862
Ochnaceae	1							
<i>Ouratea castaneifolia</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.003	0.123	0.465
Rubiaceae	8							
<i>Cordia sessilis</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.002	0.065	0.407
<i>Faramea latifolia</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.003	0.148	0.490
<i>Randia armata</i>	2	0.050	0.286	0.113	0.398	0.004	0.151	0.835

Table 3 (continued).

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
<i>Tocoyena formosa</i>	4	0.101	0.571	0.227	0.797	0.006	0.254	1.623
Rutaceae	9							
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.001	0.049	0.391
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	8	0.202	1.143	0.340	1.195	0.019	0.831	3.169
Salicaceae	18							
<i>Casearia decandra</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.001	0.047	0.389
<i>Casearia lasiophylla</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.001	0.046	0.388
<i>Casearia obliqua</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.006	0.270	0.612
<i>Casearia sylvestris</i>	15	0.378	2.143	0.567	1.992	0.082	3.509	7.644 (9 th)
Sapindaceae	4							
<i>Allophylus racemosus</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.001	0.046	0.388
<i>Cupania vernalis</i>	3	0.076	0.429	0.170	0.598	0.018	0.782	1.808
Solanaceae	19							
<i>Solanum leucodendron</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.003	0.127	0.469
<i>Solanum lycocarpum</i>	18	0.454	2.571	0.737	2.590	0.042	1.792	6.953

Table 3 (continued).

Families and Species	N	AD	RD	AF	RF	ADo	RDo	IV
Styracaceae	1							
<i>Styrax camporum</i>	1	0.025	0.143	0.057	0.199	0.003	0.113	0.455
Urticaceae	8							
<i>Cecropia glaziovii</i>	5	0.126	0.714	0.283	0.996	0.015	0.641	2.351
<i>Cecropia pachystachya</i>	3	0.076	0.429	0.170	0.598	0.007	0.296	1.322
Total	700							

Figures

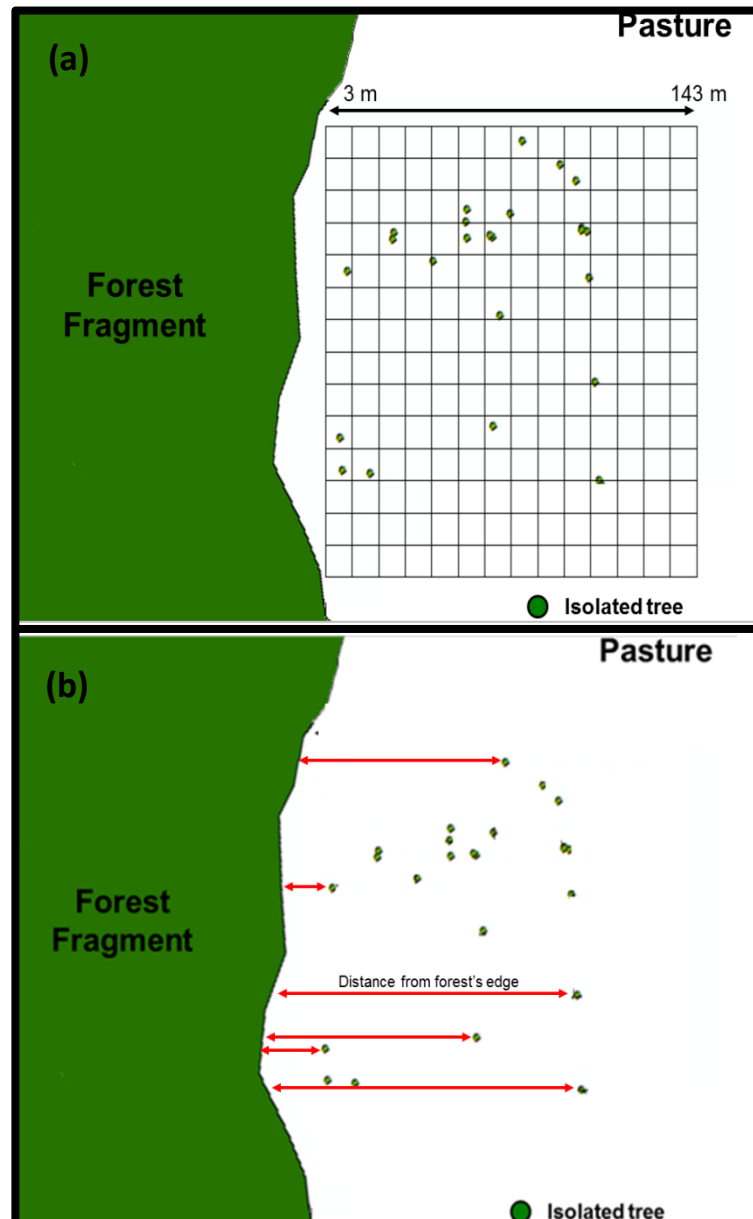


Fig.1: Experimental design: **(a)** design for phytosociological survey – this example shows the subplots where the vegetation was assessed (in 196 adjacent subplots of 100m² in each pasture); **(b)** design for distance from forest's edge survey – this example shows how the measurement of “distance from forest's edge” was measured. We measure the nearest distance from the pasture tree to the forest edge.

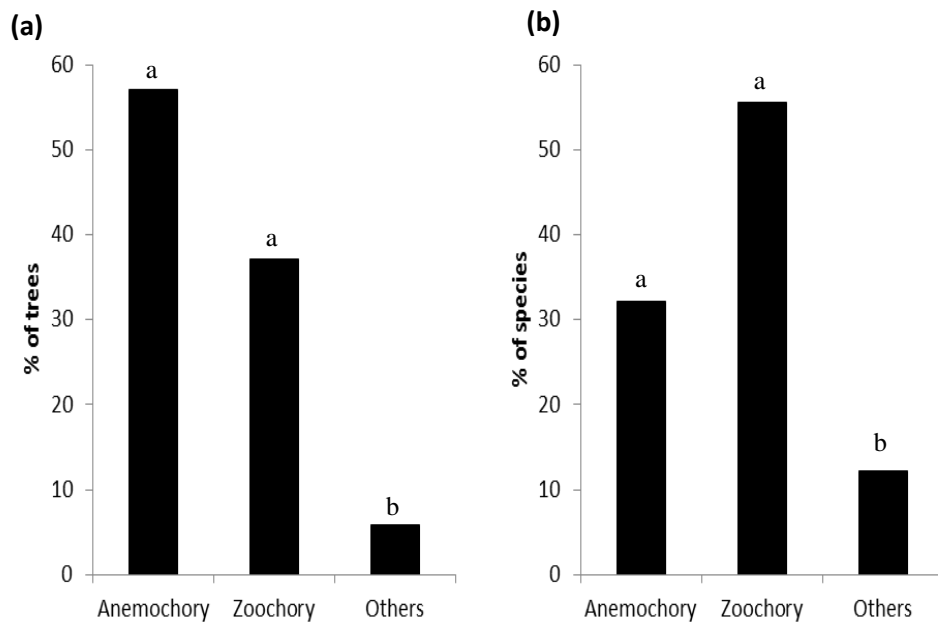


Fig.2: Seed dispersal syndromes. **(a)** Percentage of trees in each seed dispersal syndrome class. **(b)** Percentage of species per seed dispersal syndrome. The letters indicate statistical differences between classes according to the Tukey test.

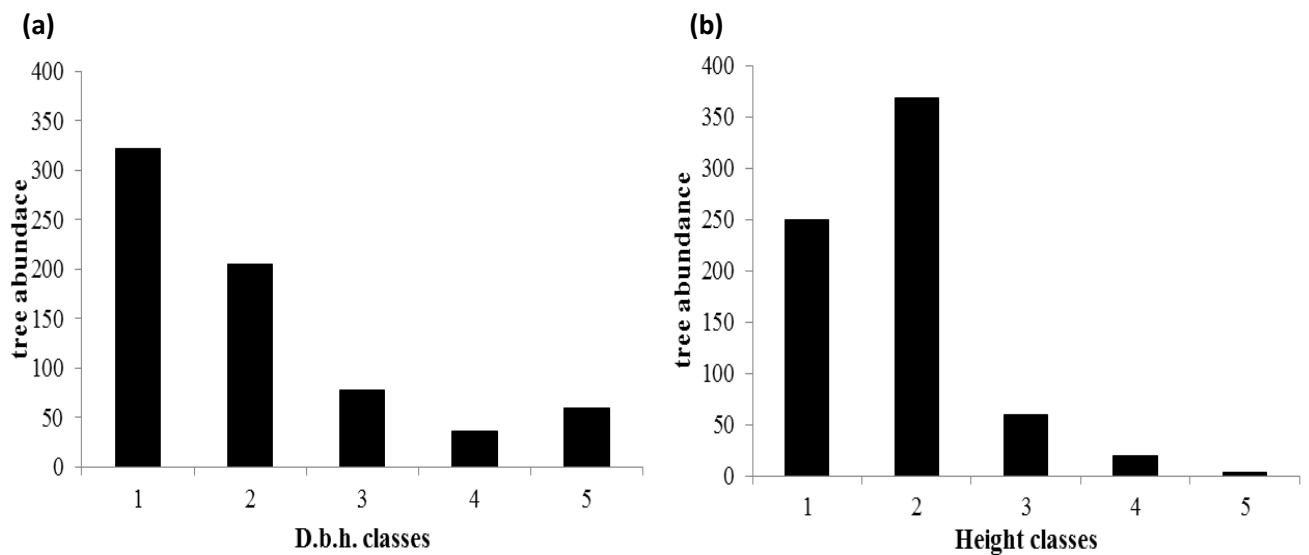


Fig.3: Size distribution found for all trees combined in the studied pastures. **(a)** Tree abundance in d.b.h classes (p-value of G-test < 0.0001). Diameter classes were: (1) d.b.h. \leq 10 cm, (2) $10 < \text{d.b.h.} \leq 20$ cm, (3) $20 < \text{d.b.h.} \leq 30$ cm, (4) $30 < \text{d.b.h.} \leq 40$ cm, and (5) d.b.h. $>$ 40 cm. **(b)** Tree abundance in height classes (p-value of G-test < 0.0001). Height classes were: (1) $h \leq 5$ m, (2) $5 < h \leq 10$ m, (3) $10 < h \leq 15$ m, (4) $15 < h \leq 20$ m, and (5) $h > 20$ m.

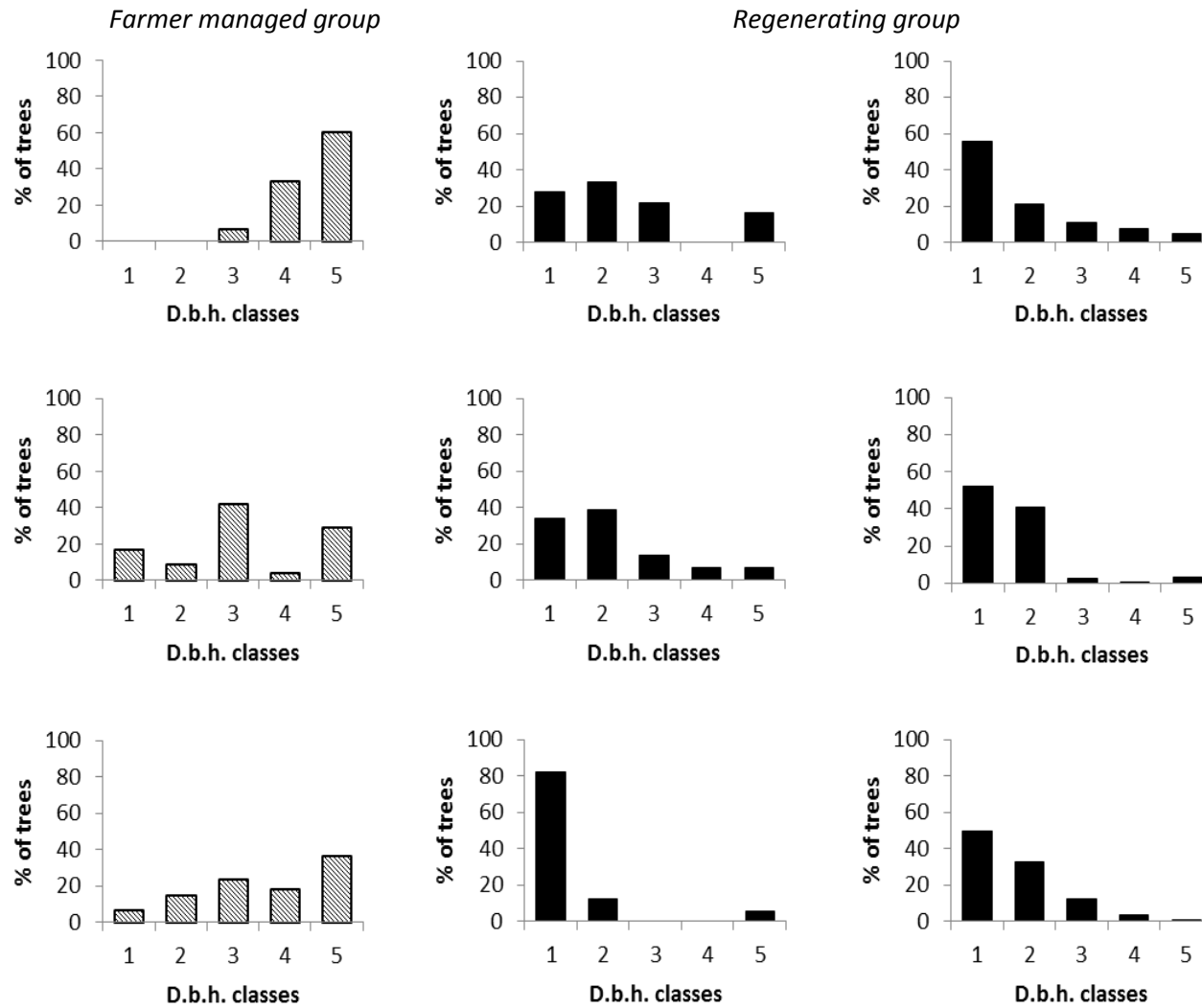


Fig.4: Distribution of tree diameters found in each studied pasture of the farmer managed and regenerating groups. Diameter Classes were: (1) d.b.h. ≤ 10 cm, (2) $10 < \text{d.b.h.} \leq 20$ cm, (3) $20 < \text{d.b.h.} \leq 30$ cm, (4) $30 < \text{d.b.h.} \leq 40$ cm, and (5) d.b.h. > 40 cm.

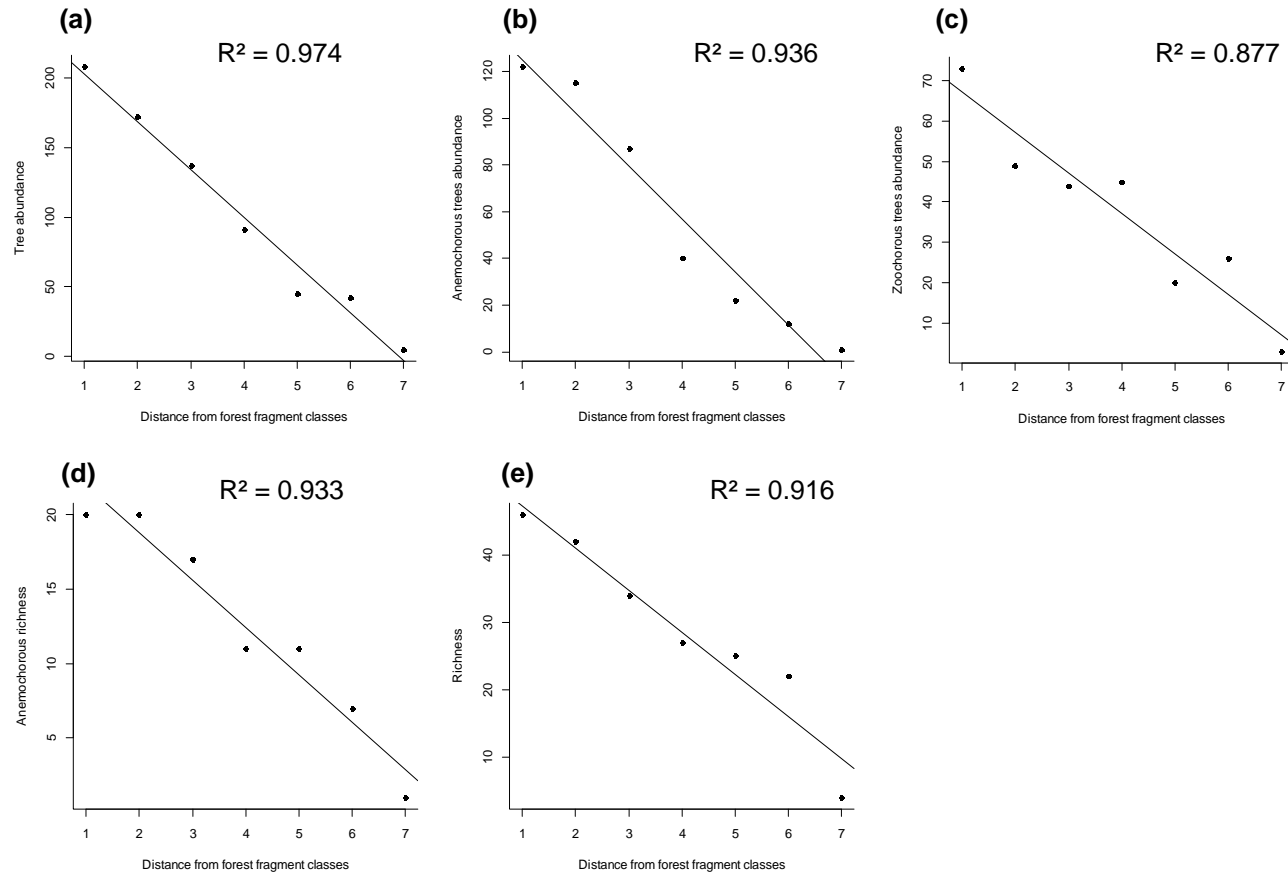


Fig.5: Influence of distance from forest fragments on **(a)** Tree abundance, **(b)** Abundance of anemochorous trees, **(c)** Abundance of zoochorous trees, **(d)** Richness of anemochorous species, and **(e)** Species richness from trees of all pastures studied. The distance from forest fragment classes were: (1) $3 \text{ m} \leq \text{dist} \leq 23 \text{ m}$, (2) $23 \text{ m} < \text{dist} \leq 43 \text{ m}$, (3) $43 \text{ m} < \text{dist} \leq 63 \text{ m}$, (4) $63 \text{ m} < \text{dist} \leq 83 \text{ m}$, (5) $83 \text{ m} < \text{dist} \leq 103 \text{ m}$, (6) $103 \text{ m} < \text{dist} \leq 123 \text{ m}$, and (7) $123 \text{ m} < \text{dist} \leq 143 \text{ m}$. This figure shows only the variables that were significant influenced by distance from forest's edge ($p < 0.05$).

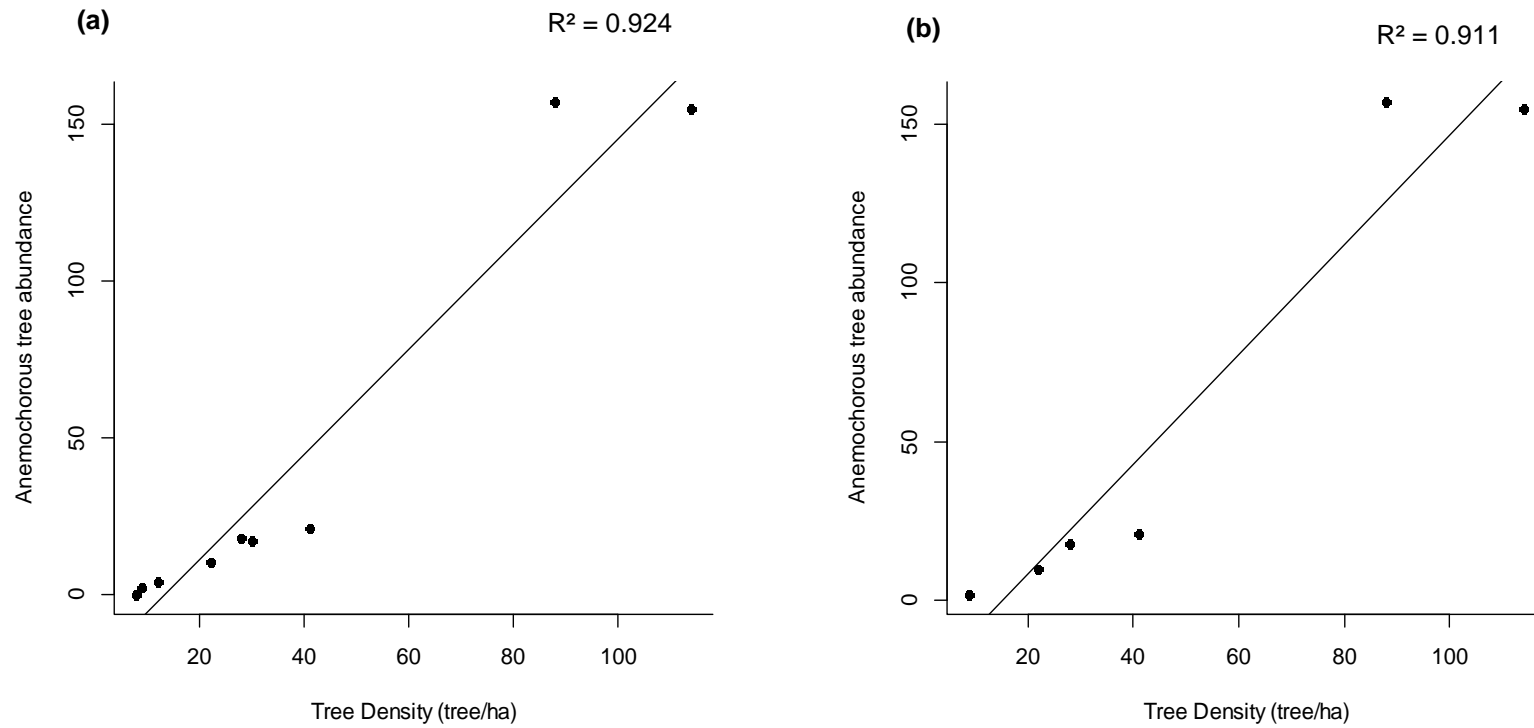


Fig.6: Influence of tree density on abundance of anemochorous trees in (a) the all pastures studied and in (b) the regenerating group pastures. This figure shows only the variables that were significant influenced by tree density ($p < 0.05$).

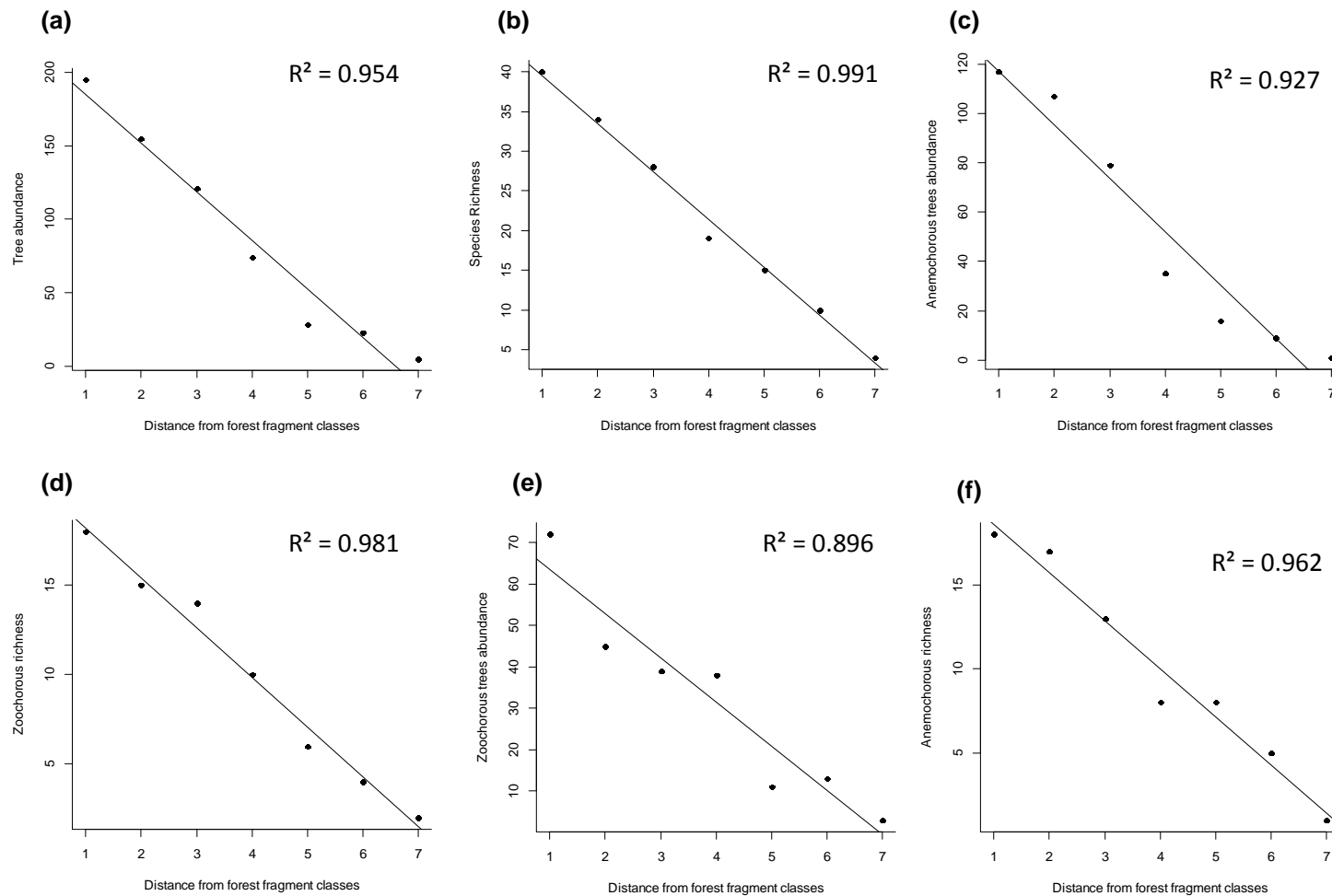


Fig.7: Influence of distance from forest fragments on (a) Tree abundance, (b) Species richness, (c) Abundance of anemochorous trees, (d) Richness of zoochorous species, (e) Abundance of zoochorous trees, and (f) Richness of anemochorous species trees from the regenerating group pastures. The distance from forest fragment classes were: (1) $3 \text{ m} \leq \text{dist} \leq 23 \text{ m}$, (2) $23 \text{ m} < \text{dist} \leq 43 \text{ m}$, (3) $43 \text{ m} < \text{dist} \leq 63 \text{ m}$, (4) $63 \text{ m} < \text{dist} \leq 83 \text{ m}$, (5) $83 \text{ m} < \text{dist} \leq 103 \text{ m}$, (6) $103 \text{ m} < \text{dist} \leq 123 \text{ m}$, and (7) $123 \text{ m} < \text{dist} \leq 143 \text{ m}$. This figure shows only the variables that were significant influenced by distance from forest's edge ($p < 0.05$).