



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

CAROLINA DE CÁSSIA CAINELLI OLIVEIRA

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE  
ESPÉCIES LENHOSAS EM CERCAS-VIVAS EM FLORESTA  
ATLÂNTICA ESTACIONAL**

---

Londrina  
2009

CAROLINA DE CÁSSIA CAINELLI OLIVEIRA

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE  
ESPÉCIES LENHOSAS EM CERCAS-VIVAS EM FLORESTA  
ATLÂNTICA ESTACIONAL**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Londrina  
2009

*Aos meus pais e meu irmão.*

## AGRADECIMENTOS

Ao Prof. José Marcelo Torezan, pelos muitos ensinamentos, conversas, incentivos, paciência e compreensão.

Aos professores Márcia Cristina Mendes Marques e Efraim Rodrigues por colaborarem com sugestões e críticas.

Aos professores e ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas.

Aos proprietários das fazendas que permitiram que eu realizasse minhas coletas.

À toda a equipe do LABRE (Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas), em especial a Alba Lúcia Cavalheiro, pelo seu bom humor, por deixar os dias mais agradáveis, com quem sempre pude contar e que além de uma colega de laboratório tornou-se uma amiga. Ao Odair do Carmo Pavão (Oda), companheiro e amigo de campo, a quem devo muito do trabalho realizado, que me ensinou muito do que sei hoje e de uma maneira muito humilde sempre se propôs a ajudar e sempre teve vontade de aprender.

Aos amigos do LABRE (labreanos), os de longa data Thais, Cadu, Pedro, Henrique, Elvis e Marcio que me acolheram no LABRE quando eu estava começando a graduação e muito perdida com o que fazer, e que ainda são grandes amigos. Aos novos, Ângela (por me ajudar no campo com toda a felicidade que só ela consegue ter nessas horas), Gábi, Maurício (que não é tão novo labreano assim, por me ajudar no campo e pelas risadas), Talita, Fernanda, Carol Yumi, Lya (que também não é tão nova no Labre, por me ajudar durante a graduação). A Piu (por me ajudar tantas vezes no campo, ser uma grande companheira e amiga), Thiaguinho, prof. André e Marquinhos (companheiros de finais de semana), Letícia (grande amiga e companheira) e Roberta (companheira de campo, trabalho, com que tive o prazer de dividir a primeira experiência profissional e que se tornou grande amiga).

Ao André que me deu muita força, mesmo estando em São José dos Campos me ajudou durante toda dissertação e também se tornou um grande amigo.

Aos colegas de mestrado Josi, Ana Paula, Cassius, Régia, Vanessa, William, por fazerem dessa jornada dois anos de companheirismo, entendimento e

por de alguma forma estar presentes seja em uma “reunião” em uma sexta ou em um almoço no RU.

Aos amigos da vida Paty, Fabi, Daine, Rê, Juca que estiveram presentes nesse momento, mas também àqueles que contribuíram com sua amizade mesmo que longe.

Aos meus pais, Carlos e Aparecida e ao meu irmão Carlos, as pessoas que mais amo e a quem devo essa realização.

OLIVEIRA, Carolina de Cássia Cainelli. **Estrutura da paisagem e a diversidade de espécies lenhosas em cercas-vivas em Floresta Atlântica**. 2009. 64f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Botânica). Universidade Estadual de Londrina, Londrina - PR .

## RESUMO

A análise da estrutura da paisagem de uma região é uma importante ferramenta para se avaliar os danos causados pela atividade humana nas áreas de habitats naturais, assim como sua restauração com o incremento de áreas sucessionais. No presente estudo foi observado que paisagens mais diversas apresentam mais áreas em regeneração com maior proporção de floresta secundária e que a topografia pode estar relacionada com as áreas florestais já que essa determina o padrão de uso do solo. A regeneração natural em das cercas-vivas mostrou que as espécies tiveram relação diferenciada com as variáveis da paisagem (conexão e índice de proximidade) e da estrutura da cerca (largura, idade e origem), de acordo com seu grupo ecológico e de dispersão. Ainda que a região de Londrina apresente sua cobertura florestal extremamente fragmentada, estruturas como as cercas-vivas e áreas abandonadas em sucessão podem ser sítios de espécies nativas da região sugerindo maior atenção na conservação dos mesmos.

**Palavras-chave:** Estrutura da paisagem. Cobertura florestal. Cercas-vivas. Espécies lenhosas. Floresta Atlântica Estacional.

OLIVEIRA, Carolina de Cássia Cainelli. **Estacional. Landscape structure and woody plant diversity in hedgerows in an Atlantic Seasonal Forest.** 2009. 64f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Botânica). Universidade Estadual de Londrina, Londrina - PR .

### **ABSTRACT**

The analysis of landscape structure of a region is an important tool to assess the damage caused by human activity in natural areas, as well as its restoration with increasing successional areas. In this study it was observed that most diverse landscapes have more regenerating areas with higher proportion of secondary forest and the topography may be related to the forest cover since that determines the pattern of land use. The natural regeneration in the hedgerows showed that species had different relationship with the landscape variables (connection and proximity index) and the structure of the hedgerow (width, age and origin), according to ecological group and dispersion. Although the forest cover in Londrina region is extremely fragmented, structures such as hedgerows and succession areas abandoned can be sites with native species suggesting greater attention to conservation.

**Keywords:** Landscape structure. Forest cover. Hedgerows. Woody plants. Atlantic Seasonal Forest.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Localização do município de Londrina- PR. A área mais clara, em destaque, na imagem de satélite (Landsat 5), cena 222-76, representa a área em que foi construído o mapa temático da região de Londrina .....22
- Figura 2** - Distribuição dos pontos centrais das 14 paisagens analisadas na região de Londrina, Paraná.....25
- Figura 3** - Uso e cobertura do solo na região de Londrina, PR, baseado em imagens de satélite Landsat 5 TM, cena 222-076, de março e setembro de 2007. Os números à margem do mapa indicam as coordenadas na zona UTM 22-sul, em metros.....26
- Figura 4** - Regressão linear entre a cobertura de floresta madura e floresta secundária (transformada em arcoseno da raiz quadrada da proporção) e o índice de diversidade da paisagem em 5 Km de raio de busca.....32
- Figura 5** - Relação da topografia com a proporção de cobertura vegetal (transformada em arcoseno da raiz quadrada da proporção) .....33
- Figura 6** - Mapas com a localização do município de Londrina, estado do Paraná, Brasil. Imagem de satélite da região de Londrina com a localização de 14 cercas-vivas.....42
- Figura 7** - Diversidade de espécies não zoocóricas com relação a origem da cerca-viva (plantada/espontânea) .....46
- Figura 8** - A- log da abundância de espécies do grupo TC com relação ao Índice de Proximidade a 1 Km. B- log da abundância de espécies com síndrome de dispersão não zoocórica com relação a riqueza de manchas em uma raio de busca de 1Km. C- Abundância de não zoocóricas com relação a conexão das cercas-vivas (conectada/ não conectada).....48

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Estimativa de área das classes mapeadas, a partir do mapa temático de uma região de Londrina, Paraná.....	27
<b>Tabela 2</b> - Índices quantitativos de 14 paisagens em 1 km e 5 km, obtidas a partir do mapa temático de uma região de Londrina, Paraná. Onde NM = número de manchas, RM = riqueza de manchas, IP = índice de proximidade e H' = índice de diversidade de Shannon.....	29
<b>Tabela 3</b> - Número de manchas, área total (ha) e distribuição das manchas por classe de área (ha) da classe floresta madura obtida a partir do mapa temático de uma região de Londrina, Paraná. Onde NM = número de manchas.....	30
<b>Tabela 4</b> - Matriz de correlação entre as métricas da paisagem (IP = Índice de Proximidade, NM = Número de Manchas, RM = Riqueza de Manchas, H' = Índice de Diversidade de Shannon, 1 = 1 Km de raio de busca e 5 = 5 Km de raio de busca) e a cobertura florestal (FMS = Floresta Madura e Floresta Secundária, FM = Floresta Madura e FS = Floresta Secundária) em uma região do município de Londrina, Paraná. Os valores em destaque indicam correlação .....	32
<b>Tabela 5</b> - Topografia e a proporção de cobertura vegetal, estimada para cada paisagem obtida a partir do mapa temático de uma região de Londrina, Paraná.....	33
<b>Tabela 6</b> - Idade aproximada, dimensão (comprimento e largura) e origem (plantada ou espontânea) de cercas-vivas na região de Londrina, norte do Paraná.....	43
<b>Tabela 7</b> - Riqueza (S), abundância (N) e diversidade (H') de espécies lenhosas em cercas-vivas na região de Londrina, norte do Paraná.....	46
<b>Tabela 8</b> - Índice de diversidade da paisagem (H'paisagem), riqueza de manchas (RM), índice de proximidade (IP) em 1 e 5 Km de raio de busca e conexão das cercas-vivas na região de Londrina, norte do Paraná.....	47

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>11</b>
<b>ARTIGO 1 - DIVERSIDADE ESTRUTURAL EM PAISAGENS NA REGIÃO DE LONDRINA, NORTE DO PARANÁ.....</b>	<b>18</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>19</b>
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>21</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	21
2.2 CONSTRUÇÃO DO MAPA TEMÁTICO.....	22
2.3 ANÁLISE DOS DADOS .....	23
<b>3 RESULTADOS.....</b>	<b>26</b>
<b>4 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>35</b>
<b>ARTIGO 2 - ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS EM CERCAS-VIVAS EM FLORESTA ATLÂNTICA ESTACIONAL .....</b>	<b>38</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>40</b>
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>41</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	41
2.2 COLETA DE DADOS.....	42
2.3 ANÁLISE DOS DADOS .....	44
<b>3 RESULTADOS.....</b>	<b>45</b>
3.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA.....	45

3.2	RELAÇÃO DA ESTRUTURA FÍSICA, ORIGEM E IDADE DAS CERCAS-VIVAS COM A DIVERSIDADE DE PLANTAS .....	45
3.3	DIVERSIDADE DE PLANTAS E A ESTRUTURA DA PAISAGEM .....	47
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>48</b>
4.1	COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA.....	48
4.2	RELAÇÃO DA ESTRUTURA FÍSICA, ORIGEM E IDADE DAS CERCAS-VIVAS COM A DIVERSIDADE DE PLANTAS .....	49
4.3	DIVERSIDADE DE PLANTAS E A ESTRUTURA DA PAISAGEM .....	50
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>51</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>56</b>
	<b>ANEXO</b> .....	<b>59</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

A intensificação do uso do solo na agropecuária e as mudanças e modernização nos métodos de produção agrícola causaram e causam impactos irreversíveis na paisagem e em sua biodiversidade (SOLBRIG, 1991; BUREL et al., 1998). Esta degradação ambiental em detrimento dos interesses sócio- econômicos levou a uma acentuada fragmentação dos habitats naturais e conseqüentemente diminuição da biodiversidade ocasionando, em muitos casos, a extinção local e regional de espécies animais e vegetais (GIBBS, 2001; PARDINI, 2004; PIZO, 2004).

No Brasil, a Mata Atlântica é um bioma ainda bastante ameaçado com a mudança no uso do solo. Desde a época da colonização portuguesa, com a extração do pau-brasil, até os dias hoje com o intensivo uso do solo na agricultura, a Mata Atlântica é degradada com o desmatamento e a fragmentação de sua área, que se estendia originalmente, do estado do Piauí ao Rio Grande do Sul (SOS Mata Atlântica e INPE, 2008).

O norte do Paraná é uma região que perdeu grande parte de suas florestas nativas, pertencentes ao bioma Mata Atlântica com a expansão da agricultura neste estado, principalmente entre as décadas de 1950-70. Como resultado, restaram apenas fragmentos de floresta e em sua maioria de pequeno tamanho (82% entre 1 a 10 ha) envolvidos por uma matriz agrícola (TOREZAN, 2003). O uso e cobertura do solo podem, então, serem considerados os principais atuantes na estrutura, no funcionamento e na dinâmica da paisagem (HOBBS; WU, 2002).

Com a transformação da paisagem natural pelo homem, surgiu a necessidade em avaliar-se o impacto dessa transformação na paisagem e em sua biodiversidade. Para isso houve a necessidade de se observar os processos ecológicos em uma escala maior, tendo como ferramenta a Ecologia da Paisagem.

A ecologia da paisagem é uma ciência relativamente nova (década de 30 do século passado) e que teve origem a partir do biogeógrafo Carl Troll, interessado em unir a vertente funcional ou vertical da ecologia com a espacial ou horizontal da geografia (BASTIAN, 2001).

A ecologia de paisagem do ponto de vista geográfico ou horizontal aborda o espaço de acordo com seus limites e potencialidades, levando em conta

não só a paisagem natural, como também as paisagens culturais, ou seja, construídas pelo homem. Já a vertente ecológica ou vertical desta ciência, aborda somente as paisagens naturais, priorizando a compreensão da influência do padrão espacial, ou seja, sua heterogeneidade nos processos ecológicos (METZGER, 2001).

O surgimento da vertente ecológica da ecologia da paisagem está relacionado com os conceitos elaborados a partir da teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson (1967). As ilhas, nesse caso, seriam os fragmentos e a relação entre a riqueza de espécies e a área estaria no balanço entre a imigração (ou colonização) e a extinção nesses fragmentos.

A fragmentação de habitats naturais direcionou, então, os estudos de fragmentos levando em conta seu tamanho, forma e grau de conectividade. Assim, segundo a teoria de biogeografia de ilhas, fragmentos maiores, mais próximos e conectados tendem a ter maior taxa de colonização e conseqüentemente, menor taxa de extinção, do que fragmentos menores e isolados.

Junto com a necessidade de se estudar os fragmentos utilizando conceitos da teoria de biogeografia de ilhas, surgia também a preocupação de se estabelecer padrões prioritários para instituir unidades de conservação para proteger áreas de habitats naturais e fragmentos ainda em bom estado de conservação (METZGER, 2001). A ecologia de paisagem melhorou o entendimento entre a paisagem antrópica, seus mosaicos constituídos por habitats naturais fragmentados, habitats artificiais construídos pelo homem e a interação deles com os processos ecológicos que ocorrem na paisagem.

Embora existam duas vertentes da ecologia de paisagem que abordam parâmetros distintos, essas duas vertentes se complementam de forma interdisciplinar e intra-disciplinar, pois a paisagem pode ser influenciada por fatores biológicos, físicos, sócio-econômicos, culturais e políticos (HOBBS; WU, 2002). A paisagem pode ser estudada, portanto, de maneira horizontal, observando a relação entre as unidades de uma paisagem, e verticalmente, onde a relação existe entre os elementos de uma mesma unidade (CASIMIRO, 2001). A heterogeneidade da paisagem irá formar mosaicos que são constituídos de pelo menos duas das seguintes estruturas: matriz, manchas e corredores.

A matriz é a unidade da paisagem com maior proporção, onde estarão inseridas as manchas, ou pode ser entendida, também, como área de não-habitat, dependendo da espécie que está se estudando.

As manchas são unidades da paisagem de tamanho relativamente pequeno e forma não linear, que se diferenciam do entorno. Podem ser naturais, como por exemplo, os capões - manchas de aspecto florestal em meio a uma matriz campestre e que se estabeleceram em ilhas onde o solo é diferente do entorno (OLIVEIRA FILHO; MARTINS, 1991), comuns nos campos sulinos e no Pantanal -, ou fragmentos formados pela degradação de habitats naturais (METZGER, 2001).

Os corredores são normalmente reconhecidos como faixas de vegetação e que ligam um fragmento a outro. Mas tem se considerado também a funcionalidade de elementos da paisagem, que não são faixas de vegetação, mas são facilitadores na movimentação de determinada espécie entre fragmentos (BAUM et al., 2004).

Como consequência imediata da fragmentação ocorre a diminuição total da área habitat e reclusão da área restante em pedaços ainda mais isolados diminuindo o tamanho das populações. Ou seja, altera o tamanho, a forma e a disposição espacial desses fragmentos na paisagem, o que pode diminuir diretamente as populações locais ou diminuir o padrão de dispersão entre essas populações confinadas nos fragmentos isolados. A diminuição no fluxo gênico leva a uma depressão gênica, podendo afetar a taxa de extinção dessas populações via redução da diversidade de alelos, comprometendo o futuro adaptativo da espécie (YOUNG et al., 1996).

Como medida para as conseqüências da fragmentação, pode ser promovido o aumento total da área habitat e aumentar a conectividade (Noss 1987). O aumento total da área habitat pode ser promovido através de programas de restauração de áreas degradadas e, para aumentar a conectividade numa paisagem tem se sugerido o estabelecimento de corredores de vegetação, que podem apresentar grandes extensões como aqueles formados pelas matas ciliares ou menores e mais estreitos como, por exemplo, as cercas-vivas que delimitam as propriedades rurais.

A conectividade numa paisagem pode ser quantificada por seus elementos estruturais como “stepping stones” ou corredores. A efetividade desses elementos dependerá da espécie estudada, da qualidade do habitat do elemento em

questão, da matriz no entorno, no caso de corredores, da quantidade de corredores numa região formando uma rede de corredores entre outros fatores (COLLINGE, 1998; HADDAD et al., 2003; MALANSON, 2003; BAUM et al., 2004; BENDER; FAHRIG, 2005).

A ecologia da paisagem proporcionou estudar os processos ecológicos em diferentes escalas, dando grande atenção à relação entre os componentes da paisagem e a diversidade de espécies, tentando compreender como a escala pode influenciar na heterogeneidade da paisagem (METZGER, 2001).

Uma paisagem heterogênea, composta por diferentes habitats, comporta um maior número de nichos e conseqüentemente aumenta a diversidade da biota. Então, quanto maior for a quantidade de manchas de habitat na paisagem e mais irregulares forem suas formas, mais diversa será a paisagem e, regra geral, com maior diversidade biológica (HONNAY et al., 2003).

Na paisagem rural, além dos fragmentos florestais e de outras faixas de vegetação remanescentes da fragmentação, como as matas ciliares, podemos encontrar as cercas-vivas, como exemplo de habitat para diferentes espécies de plantas e animais.

Cercas-vivas são faixas estreitas de árvores e arbustos e tem como característica ser um elemento da paisagem produzido, ainda que involuntariamente, pelo homem. A princípio, as cercas-vivas eram consideradas importantes para delimitar e proteger propriedades rurais, e também como quebra-ventos, protegendo as plantações e criações da incidência direta de ventos e, ainda, como fonte de lenha e palanques (BAUDRY et al., 2000). Com a mecanização da agricultura, a presença das cercas-vivas se tornou indesejada, de forma que a grande maioria foi removida para aumentar a área produtiva e facilitar a utilização dos maquinários. Com isso, a diversidade de plantas na cercas-vivas foi diminuindo ao longo dos anos (GAR BUTT; SPARKS, 2001), assim como espécies da fauna que se refugiam nas cercas por apresentarem algum recurso para fauna (FORMAN; BAUDRY, 1984).

As cercas-vivas apresentam, principalmente, três tipos de origem: plantada, espontânea e remanescente. As cercas-vivas plantadas geralmente são homogêneas, apresentando uma única espécie, normalmente em uma fileira, são utilizadas como quebra-ventos e para delimitação de propriedades. As cercas-vivas espontâneas são aquelas em que diferentes espécies de plantas crescem ao longo

de uma cerca por conta de sementes dispersas por animais ou outros agentes e, ali se estabelecem por ser um local mais protegido de perturbações, como por exemplo, as atividades de capina, o uso de maquinário agrícola ou pisoteio do gado. As cercas-vivas remanescentes são aquelas em que espécies originais de florestas são deixadas após o desmatamento, com o intuito de delimitar a propriedade. Os dois últimos tipos de origem de cercas-vivas são os que apresentam maior heterogeneidade espacial (por exemplo, largura, altura e comprimento) e diversidade de espécies (FORMAN; BAUDRY, 1984).

A modernização da agricultura simplifica estruturalmente a paisagem tornando grandes áreas naturais que possuíam vasta diversidade em áreas com um pequeno número de espécies presentes nas plantações e criações domésticas (ALTIERI, 1999). A presença de cercas-vivas na paisagem aumenta, então, a complexidade estrutural da paisagem, aumentando sua biodiversidade, e também a conectividade nessa paisagem, podendo ser usada como corredor para animais e plantas (LEÓN; HARVEY, 2006).

Numa revisão de trabalhos realizados com cercas-vivas e fauna, Davies e Pullin (2007) observaram que nenhum estudo relacionava a presença das cercas-vivas de maneira positiva ou negativa com a conservação da fauna a longo prazo, ainda que exista evidência da utilização de cercas-vivas como corredores no movimento de espécies entre manchas de habitat. A utilização de cercas-vivas pela biota local irá depender da espécie que irá colonizar ou se locomover pela cerca-viva, dependerá da estrutura da mesma, de como essa estrutura pode mudar o microambiente, diferenciando-se da matriz. Em outras palavras, quanto mais complexa é sua estrutura, mais favorável a cerca é para a colonização e movimentação de espécies (FORMAN; GODRON, 1986). No entanto, tais aspectos dependerão também da composição da matriz, pois enquanto a presença de espécies competidoras e/ou predadoras na matriz forçam as presas a se locomoverem em corredores (como por exemplo, as cercas) ou stepping-stones, a presença de inimigos naturais nos corredores forçam as presas a se locomoverem através da matriz (BAUM, 2004). Além disso, a composição florística da cerca-viva pode atuar na diversidade da fauna, pois quanto mais diversa é a vegetação da cerca-viva haverá mais possibilidades de recursos, como frutos, e mais diversa será a fauna.

As cercas-vivas podem ser usadas tanto como corredores, quanto como habitat para algumas espécies da fauna e da flora. Numa paisagem rural, as cercas-vivas podem ser uma (ou a única) opção de habitat menos hostil, possibilitando a sua colonização por plantas e animais de fragmentos florestais próximos. Normalmente, as espécies que colonizarão as cercas-vivas são espécies encontradas nas bordas dos fragmentos ou em habitats abertos (não florestais), por apresentarem microambiente parecido (FORMAN; GODRON, 1986; MCCOLLIN et al., 2000). No entanto, algumas espécies de interior de floresta, como por exemplo, certas espécies de aves, podem visitar cercas-vivas buscando por poleiros e forrageamento (ESTRADA, 2000).

Em um estudo no México, realizado com cercas-vivas presentes em pastos Estrada et al. (1994) encontraram 98 espécies de pássaros, sendo que 54% utilizavam também fragmentos florestais próximos, 14 espécies de morcegos e 11 espécies de mamíferos terrestres. Dentre os vertebrados, as aves são as mais freqüentemente encontradas nas cercas-vivas, podendo utilizá-las como corredor de deslocamento, local de alimentação, repouso, vocalização (GABRIEL, 2005) e nidificação (WALKER et al., 2005). A estrutura da cerca-viva pode influenciar em sua qualidade como habitat, corredor ou poleiro. Cercas-vivas que apresentam árvores com maior altura, maiores dap (diâmetro a altura do peito) e copas maiores tendem a ser mais visitadas por pássaros, como observado em cercas-vivas na Costa Rica (LANG et al., 2003). No Brasil, em estudo realizado em uma paisagem fragmentada de floresta estacional semidecidual, no estado de São Paulo, Gabriel (2005) observou a presença de 72 espécies de aves em cercas-vivas, sendo que 23 dessas espécies eram insetívoras-frugívoras, frugívoras-insetívoras ou frugívoras-granívoras, destacando o importante papel das cercas-vivas no fluxo gênico de espécies de plantas, através da dispersão de sementes.

Estudos realizados em áreas temperadas demonstraram que cercas-vivas e quebra-ventos são importantes como habitat e/ou corredor de muitas espécies florestais (BAUDRY; FORMAN, 1984). Porém, poucos estudos foram realizados com relação à conservação de espécies em áreas degradadas nos trópicos, em geral, não considerando a possibilidade da matriz agrícola reter exemplares da flora nativa, mantendo certa diversidade e permitindo ou facilitando a persistência de espécies na paisagem agrícola. Ainda menor é o conhecimento da

colonização de espécies de árvores florestais sob tais elementos presentes na paisagem rural (HARVEY, 2000).

Em um estudo com espécies arbóreas, num sistema corredor (cerca-viva)-fragmento, foi constatada maior diversidade de plantas nos corredores e foram encontradas 14 espécies exclusivamente dos corredores, demonstrando que são elementos importantes na paisagem, complementando a diversidade dos remanescentes florestais (CASTRO, 2004). Como cerca de 50 a 75% das espécies arbóreas tropicais têm sua dispersão realizada por animais (HOWE; SMALLWOOD, 1982), a presença de faixas de vegetação conectando habitats florestais torna-se importante para a manutenção do recrutamento de espécies arbóreas.

A presença de quebra-ventos numa paisagem pastoril, por exemplo, favorece o estabelecimento e crescimento de espécies arbóreas. Dessa forma, os quebra-ventos contribuem na regeneração natural em paisagens rurais, pois aumentam a dispersão de sementes por pássaros e facilitam o estabelecimento de plântulas sob as árvores plantadas como quebra-ventos (HARVEY, 2000b).

Como diversos estudos na ecologia da paisagem têm evidenciado a importância do padrão espacial sobre a dinâmica de ecossistemas, este trabalho teve como objeto de estudo as cercas-vivas que são, em muitos casos, as únicas estruturas mais semelhantes fisicamente a uma floresta, numa paisagem rural. A análise da estrutura da paisagem tem nesse trabalho o objetivo de verificar como a diversidade da paisagem pode também influenciar na diversidade de espécies de plantas lenhosas nas cercas-vivas e quanto da flora presente nas cercas-vivas é representativa do entorno.

Em um cenário em que a diversidade de plantas nas cercas-vivas dependa da estrutura da paisagem no entorno, ressalta-se o seu papel como um elemento da complexidade da paisagem. Por outro lado, a dependência de conexão física com remanescentes de habitat viria a demonstrar o seu potencial como corredores ecológicos para espécies florestais.

**ARTIGO 1**

**DIVERSIDADE ESTRUTURAL EM PAISAGENS NA REGIÃO DE LONDRINA,  
NORTE DO PARANÁ**

Artigo a ser submetido à Revista *Árvore*.

## DIVERSIDADE ESTRUTURAL E COBERTURA FLORESTAL EM PAISAGENS NA REGIÃO DE LONDRINA, NORTE DO PARANÁ

### Resumo

A conversão de habitats naturais em áreas agricultáveis é uma das principais causas da fragmentação desses habitats no norte do Paraná. Atualmente, existem aproximadamente de 3 a 4 % da vegetação original, representada, em sua maioria, por pequenos fragmentos isolados entre si e imersos em uma matriz agrícola dominada por monoculturas. Em vista disso, a ecologia da paisagem se torna importante para verificar os impactos causados pelo homem na transformação do uso e cobertura solo. Este estudo teve o objetivo de estimar a estrutura da paisagem da região de Londrina, verificando também a ocorrência de variação nos padrões estruturais. Para isso, foi construído um mapa temático de uso e cobertura do solo, tendo como suporte imagens de satélite (Landsat 5-TM). Pode-se observar que as paisagens estruturalmente mais diversas foram aquelas que apresentaram um número maior de tipo de uso e cobertura do solo e de forma mais uniforme e tiveram relação significativa com a cobertura de floresta secundária. Além disso, foi possível confirmar que a conversão do uso do solo pode estar relacionada com a topografia, já que as paisagens que apresentavam terrenos mais acidentados, também apresentavam maior proporção em cobertura florestal.

**Palavras-chave:** Ecologia de paisagem. Floresta estacional semidecidual. Fragmentação. Uso e cobertura do solo.

### 1 INTRODUÇÃO

O estado do Paraná apresentou em sua história diversos ciclos econômicos, como por exemplo, os ciclos da madeira e do café, que culminaram na degradação de suas áreas naturais já no início do século XVII.

O norte do Paraná era completamente recoberto por florestas ainda no início do século XX, e teve suas áreas de habitat natural convertidas, em poucas décadas, para uso agrícola e pastoril, principalmente cafeicultura. Nos anos 50 e 60 a paisagem já estava bastante transformada, mas com uma complexa estrutura composta de inúmeros fragmentos de habitat, de diversos tamanhos, e campos de cultivo e pastagens bastante diversificados. Por volta de 1970, com o avanço das técnicas agrícolas e com o declínio do ciclo cafeeiro, a cafeicultura, juntamente com

pastagens e outros usos menos comuns, foram substituídas por extensas plantações anuais como soja, milho e trigo, gerando uma simplificação da estrutura da paisagem, de forma desigual, determinada por variações na topografia, entre outros fatores (tipos de solo, disponibilidade hídrica, etc) (SANTOS; PEREIRA; ANDRADE, 2008).

De 1970 a 1985, houve grande êxodo rural, com a transformação de minifúndios em latifúndios. As atividades agrícolas não respeitaram margens de rios, várzeas, mananciais e vertentes íngremes e, como consequência, pouco restou das matas ciliares (SOARES; MEDRI, 2002). O norte do estado apresenta hoje cerca de 3 a 4% (IPARDES, 2007) da cobertura vegetal original, compreendida em pequenos fragmentos. O tamanho e número de fragmentos, assim como a escala espacial em que eles estão distribuídos, por exemplo, o isolamento entre eles, pode dificultar o estabelecimento e a manutenção da vida da biota presente nos mesmos, influenciando no balanço entre extinção e recolonização local (FAHRIG; MERRIAM, 1994).

Com a intensa fragmentação dos habitats naturais, principalmente a partir da segunda metade do século passado no Paraná, tornou-se cada vez mais necessário estabelecer áreas prioritárias para conservação da biodiversidade ainda existente em locais degradados pela ação humana. Somando-se a isso, existe a preocupação de se entender como os processos ecológicos ocorrem na matriz e nos fragmentos de habitat e como a estrutura da paisagem pode afetar estes processos ecológicos. Quanto mais heterogênea é a paisagem, mais habitats estarão presentes, proporcionando uma maior complexidade nos processos ecológicos. A heterogeneidade da paisagem irá variar de acordo com a escala pré-definida pelo observador (HONNAY; HERMY; COPPIN, 1999). Assim, a Ecologia da Paisagem permite analisar processos ecológicos em uma escala maior, em que os componentes da paisagem, como por exemplo, fragmento e matriz estabelecem uma relação influenciando no modo em que determinada espécie utiliza cada um desses componentes (FAHRIG; MERRIAM 1994).

Na vertente geográfica, esta ciência faz uma análise quantitativa da paisagem, levando em consideração: a estrutura e forma dos mosaicos; ou seja, a relação espacial entre os elementos da paisagem. Além disso, avaliar as funções e os processos que ocorrem entre elementos da paisagem, ou seja, os fluxos de energia, matéria e espécies, bem como mudanças que ocorrem na função e

estrutura ao longo de determinado tempo (CASIMIRO, 2001). Avanços em ferramentas como fotografias aéreas e imagens de satélite foram essenciais para os avanços em ecologia da paisagem (METZGER, 2001).

Neste contexto, as perspectivas para a conservação da biodiversidade não são dependentes apenas da quantidade e qualidade de habitat natural presente em uma paisagem, mas do impacto que a estrutura desta terá sobre os processos ecológicos que afetam os fragmentos de habitat. Assim, o objetivo desse trabalho foi estimar a diversidade estrutural em paisagens da região de Londrina, norte do estado do Paraná, verificando uma possível relação entre diversidade estrutural da paisagem com a cobertura florestal da região, a fim de determinar padrões de variação estrutural que possam ser úteis no planejamento de atividades de conservação.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO**

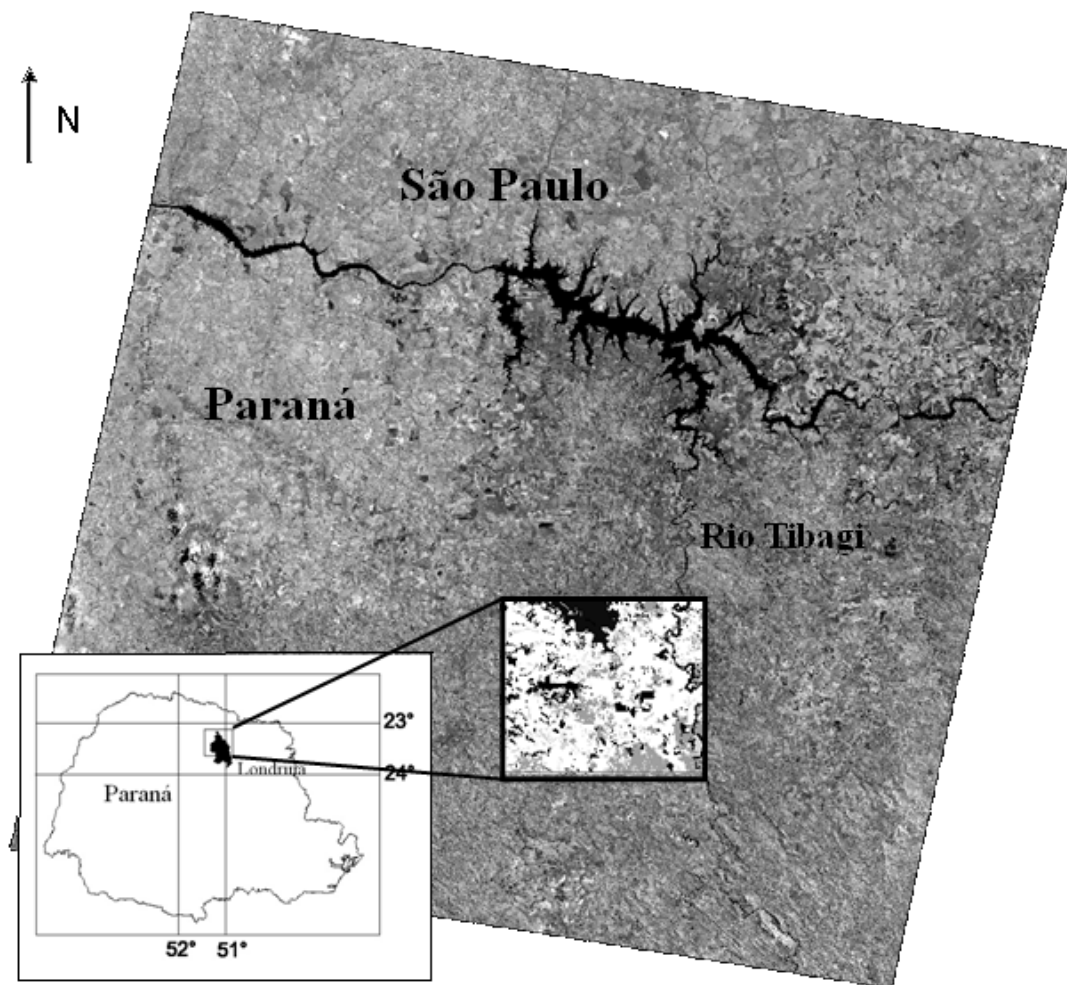
O estudo foi realizado na região Norte do estado do Paraná, no entorno do município de Londrina, situado entre 23°08'47" e 23°55'46" de latitude sul e entre 50°52'23" e 51°19'11" Oeste (Figura 1). A região de Londrina apresenta vegetação do tipo Estacional Semidecidual, que faz parte do bioma Mata Atlântica.

Por apresentar solo fértil, essa região começou a ser colonizada por volta da década de 1920, principalmente com o investimento da Companhia de Terras do Norte do Paraná, que tornou acessível aos trabalhadores sem posse, adquirirem pequenos lotes, implantando as primeiras plantações cafeeiras nessa região. A partir da década 60, a cafeicultura começou a sofrer crises sucessivas, desde perdas ocasionadas por geadas severas a mudanças na política nacional e internacional, promovendo uma mudança no uso do solo, que passou a ser mais utilizado em culturas anuais (FARIA, 2005).

Atualmente a cidade de Londrina apresenta uma densidade demográfica de cerca de 300 hab.Km<sup>2</sup> e sua área se estende por 1.656 Km<sup>2</sup>, representando 1% da área total do Estado do Paraná (IPARDES, 2008). A área urbana ocupa 164 Km<sup>2</sup>, o restante da área é representada por expansão urbana (80

Km<sup>2</sup>) e área rural (1400 Km<sup>2</sup>) (IPPUL, 2006). O entorno da região urbana é caracterizada por agricultura anual de soja, milho e trigo com a presença de pequenos fragmentos permeados por essa matriz agrícola. Em áreas com declive mais acentuado e/ou tipo de solo pouco desenvolvido, a agricultura de alta tecnologia não pode ser implantada, permanecendo nestes locais pastagens, agricultura de subsistência, ou habitats sucessionais (FARIA, 2005).

**Figura 1** - Localização do município de Londrina- PR. A área mais clara, em destaque, na imagem de satélite (Landsat 5), cena 222-76, representa a área em que foi construído o mapa temático da região de Londrina.



## 2.2 CONSTRUÇÃO DO MAPA TEMÁTICO

Para a construção do mapa temático, foram utilizadas imagens de satélite (Landsat 5, sensor TM) previamente georreferenciadas dos meses de março e setembro de 2007, cedidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Os meses de março e setembro foram escolhidos com base nos meses de plantio e colheita da soja, um dos principais produtos agropecuários da região. A cena escolhida foi a 222-76, pois é a cena contempla quase todo o território do município de Londrina. As imagens foram tratadas no software SPRING 4.2 (Sistema de Processamento de Informações Geográficas; INPE, 2008).

Foi utilizado o “modelo linear de mistura espectral” com o propósito de estimar a proporção dos componentes solo, vegetação e sombra, para cada pixel, gerando imagem solo, vegetação e sombra (SHIMABUKURO; SMITH, 1991). Os componentes puros de solo, vegetação e sombra foram analisados para os dois meses de 2007 e foi escolhido, visualmente, aquele que melhor definia o uso e cobertura do solo, nesse caso o componente solo de março de 2007.

A imagem foi então segmentada com uma técnica de agrupamento de dados que permite que regiões espacialmente adjacentes possam ser agrupadas. Foi definido o limiar de similaridade (valor que define a distância máxima em níveis de cinza para a região a ser agrupada) igual a 6 e o limiar de área (valor de área mínima para uma região ser individualizada) de 50 pixels.

A imagem foi classificada com um classificador de agrupamentos não-supervisionado (ISOSEG), com limiar de aceitação de 75% para cada classe. Dessa forma, as regiões foram caracterizadas por seus atributos estatísticos de média e matriz de covariância (BINS; ERTHAL; FONSECA, 1993).

Posteriormente foi realizada a edição matricial, tendo como base a composição 3 (B), 4 (G) e 5 (R). Nos casos em que houve dúvida com relação à melhor classificação para determinada área, foi utilizada confirmação de campo e visualização por meio da ferramenta “*Google Earth*”.

O mapa temático foi construído com as seguintes classes: floresta madura, sucessão secundária tardia (capoeira ou floresta secundária), sucessão secundária inicial (estágio pré-florestal ou “pasto sujo”), pastagem, agricultura perene, agricultura anual, área urbana e hidrografia.

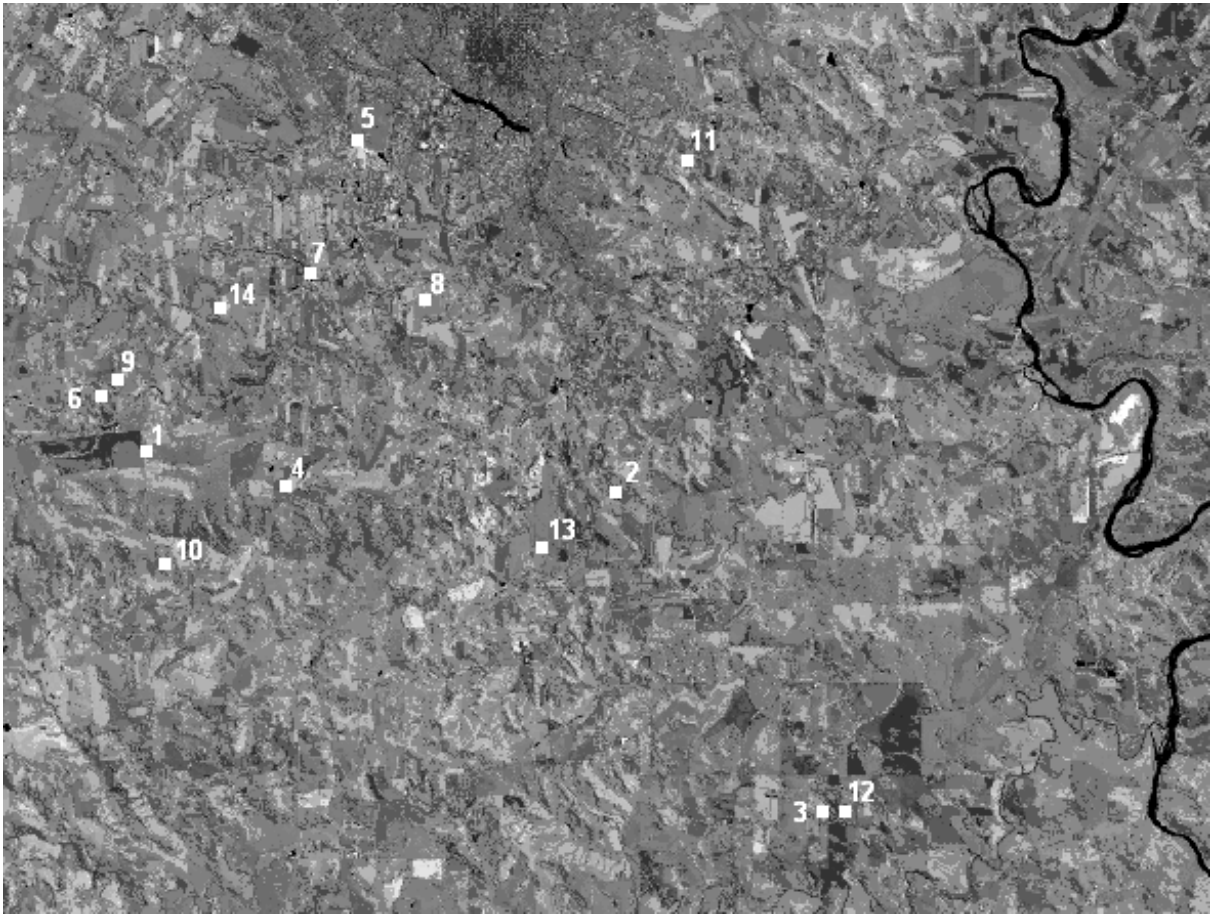
### 2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Para a análise da estrutura da paisagem foram produzidas 14 “janelas” (paisagens) com diâmetros de 1 e 5 Km, a partir do mapa temático, utilizando o pacote de programas “Idrisi 32” (EASTMAN, 2006; CROSTA, 1999). Os raios de busca das paisagens tiveram como ponto central, locais de coletas de material biológico realizadas em outro estudo (Figura 2). A partir das 14 paisagens, foram obtidos os dados quantitativos da paisagem com o auxílio do programa Fragstats 3.3 (MCGARIGAL; MARKS, 1994).

Para verificar a correlação entre as métricas da paisagem da paisagem com a cobertura florestal foi realizado o teste de correlação de Pearson ( $\alpha = 0,05$ ).

Foi realizado o teste de análise de variância (ANOVA) e posteriormente o teste de Tukey HSD para N desigual ( $\alpha = 0,05$ ) para verificar a relação entre a topografia e a cobertura florestal. Para tal, cada paisagem foi analisada conforme sua topografia, sendo que uma paisagem movimentada foi assim considerada se mais de 1/3 da paisagem, delimitada por um diâmetro de 5 km, apresentou terreno movimentado, classificadas visualmente pelo programa *Google Earth*.

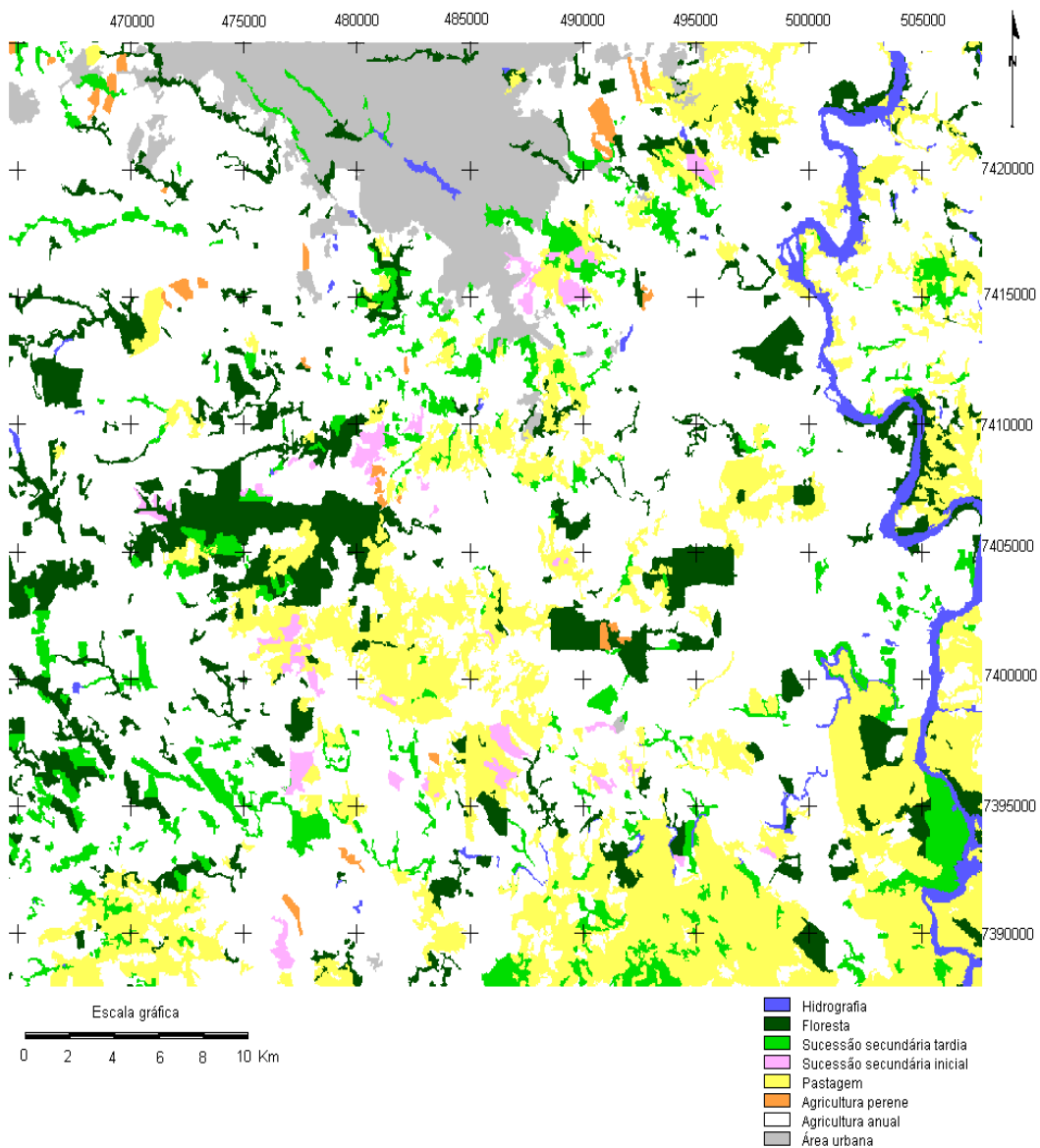
**Figura 2** - Distribuição dos pontos centrais das 14 paisagens analisadas na região de Londrina, Paraná.



### 3 RESULTADOS

A partir da imagem de satélite de março de 2007 editada, obteve-se um mapa temático com 8 classes: floresta madura, sucessão secundária tardia, sucessão secundária inicial, agricultura perene, agricultura anual, pastagem, área urbana e hidrografia (Figura 3).

**Figura 3** - Uso e cobertura do solo na região de Londrina, PR, baseado em imagens de satélite Landsat 5 TM, cena 222-076, de março e setembro de 2007. Os números à margem do mapa indicam as coordenadas na zona UTM 22-sul, em metros



**Tabela 1** - Estimativa de área das classes mapeadas, a partir do mapa temático de uma região de Londrina, Paraná.

Classes	Número de manchas	Área total (Km <sup>2</sup> )	% da área
Floresta Madura	408	144	7,9
Sucessão secundária tardia	422	84	4,6
Sucessão secundária inicial	48	14	0,8
Pastagem	260	266	14,5
Agricultura anual	248	1174	64,0
Agricultura perene	29	7	0,4
Hidrografia	58	30	1,7
Área urbana	39	112	6,1

A classe com maior área estimada foi a de agricultura anual, representando 64% da área analisada (Tabela 1). Por apresentar em quase toda sua extensão solo fértil, desde sua colonização isso foi um atrativo para agricultura na região de Londrina, que passou de cafeeira às plantações extensas de grãos, como exemplo a soja, o milho e o trigo, que apresentam os maiores valores em tonelada e em área colida, entre os principais produtos agrícolas, seja na agricultura anual ou perene (LONDRINA, Prefeitura, 2008).

Como mostra a tabela acima, a classe floresta madura foi a que apresentou maior número de manchas, mas quando comparamos a área total das classes observamos que a área de agricultura anual é 8 vezes maior que a área de floresta madura o que confirma o fato de a região de Londrina ser bastante fragmentada, apresentando, em sua maioria, pequenos fragmentos isolados em meio a matriz agrícola.

A definição da escala espacial é importante para a análise da paisagem, pois podem ocorrer mudanças qualitativas e quantitativas nas diferentes escalas. Assim, medidas tomadas em escalas diferentes podem não ser compatíveis, exigindo que sejam identificadas propriedades que não mudem com a escala para que extrapolações possam ser feitas (TURNER, 1990). Nesse estudo,

porém, foi possível observar semelhanças para as duas escalas utilizadas (1 e 5 Km de raio de busca) quando analisada a diversidade da paisagem.

Na análise quantitativa da paisagem (Tabela 2) observa-se que entre as janelas com 1 km de raio, a paisagem que apresentou maior índice de diversidade de Shannon foi a paisagem 4 ( $H' = 1,10$ ), em seguida foram a paisagem 11 ( $H' = 1,03$ ) e 10 ( $H' = 0,98$ ). Mesmo não apresentando o maior número de manchas (8 manchas), a paisagem 4 apresentou maior riqueza de manchas e uma melhor distribuição das manchas entre todas as classes mapeadas.

Analisando as paisagens em uma escala maior, raio de 5 km (Tabela 2), as paisagens 11 e 4 também apresentaram os maiores índices de diversidade, porém houve uma inversão do maior índice com relação a paisagem ( $H' = 1,43$  e  $H' = 1,22$ , respectivamente). Quando analisamos essas duas paisagens com relação à cobertura florestal observamos que a paisagem 4 apresenta maior proporção de cobertura florestal do tipo floresta madura, pois está próxima ao maior fragmento florestal do norte do estado. Já a paisagem 11, que se encontra mais próxima à área urbana, apresenta maior proporção de áreas em sucessão secundária tardia. Em um estudo realizado no Ribeirão Cambé, rio localizado dentro da área delimitada no atual estudo, em que foram analisadas as transformações da paisagem em três décadas (1970, 1980 e 1999), Faria (2005) observou que houve um aumento da classe arbórea/arbustiva ao longo dos anos, principalmente em duas áreas localizadas na área urbana de Londrina e que possuem fragmento de floresta madura, a mata do Parque Arthur Tomas (presente na paisagem 11) e a mata da Confepar, que está presente na paisagem 5, a terceira com maior índice de diversidade.

**Tabela 2** - Índices quantitativos de 14 paisagens em 1 km e 5 km, obtidas a partir do mapa temático de uma região de Londrina, Paraná. Onde NM = número de manchas, RM = riqueza de manchas, IP = índice de proximidade e H' = índice de diversidade de Shannon.

Paisagens (1 km)														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
NM	9	6	23	8	8	9	4	11	9	11	16	29	6	2
RM	5	4	4	5	3	4	2	3	4	4	5	5	3	2
IP	0	0	0,46	436,75	64,32	0,45	0,56	0,01	0,45	0,34	4,44	0,12	0,08	0
H'	0,49	0,35	0,63	1,10	0,95	0,66	0,19	0,37	0,55	0,98	1,03	0,7	0,09	0,02
Paisagens (5 km)														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
NM	78	91	101	83	63	59	89	123	59	74	95	102	56	93
RM	6	7	6	7	7	7	7	8	7	5	8	7	7	8
IP	14,5	1,10	2,21	6553	65,18	2,73	2,15	2,87	2,66	23,07	5,58	2,18	1,88	3,86
H'	0,92	0,93	0,92	1,22	1,09	0,81	0,71	1,12	0,80	1,00	1,43	1,10	0,67	1,08

A diversidade da paisagem pode influenciar nos processos ecológicos da biota natural da mesma, entretanto além de saber quantitativamente a heterogeneidade da paisagem é preciso conhecer também qualitativamente o que a compõe. Com relação à habitats naturais, o mapeamento de áreas com floresta madura pode nos indicar o grau de fragmentação da paisagem estudada. Segundo Viana et al. (1992), a distribuição da classe de tamanhos de fragmentos florestais é uma importante característica a ser analisada para o desenvolvimento de estratégias na conservação da biodiversidade.

Analisando o número de manchas da classe floresta madura, em 5 km de raio de busca, observamos que a paisagem 4 e 11 apresentam números próximos de fragmentos florestais (22 e 20, respectivamente), mas com área total diferente (paisagem 4 = 3083 ha e 11 = 374 ha).

Porém as paisagens que apresentaram mais números de manchas da classe floresta madura foram as paisagens 7, 10, 13, 9, 1 e 6. As paisagens com maior área total de floresta madura foram 10, 1, 9, 6, 13 e 7. Com relação a classe de tamanho, acima de 50 ha 1 e 4 com 3 manchas, de 101 a 200 ha 13 com 3 manchas, de 201 a 500 ha 6 e 9 com 3 manchas e mais de 1000 ha 1, 4 e 10 com uma mancha (Tabela 3).

As paisagens não se sobrepõem totalmente, porém algumas se encontram próximas uma das outras, apresentando características semelhantes.

Nesse contexto, diferentes paisagens como a 1, 4 e 10, contemplam o maior fragmento do norte do estado onde está inserido o Parque Estadual Mata dos Godoy e, por isso apresentam a mancha com maior área. As paisagens 6 e 9 também estão próximas e possuem a segunda maior classe de área de mancha de floresta madura.

**Tabela 3** - Número de manchas, área total (ha) e distribuição das manchas por classe de área (ha) da classe floresta madura obtida a partir do mapa temático de uma região de Londrina, Paraná. Onde NM = número de manchas.

Paisagem	NM	Área total (ha)	Distribuição de manchas por classe de área (ha)				
			< 50	50 - 100	101 - 200	201 – 500	> 1000
1	31	1889,01	25	3	2	0	1
2	26	491,04	24	1	1	0	0
3	16	531,63	11	1	2	0	0
4	22	3083,85	16	3	1	1	1
5	23	434,25	20	2	1	0	0
6	28	1044,27	22	2	1	3	0
7	40	665,37	37	1	2	0	0
8	25	698,67	22	1	1	1	0
9	31	1049,67	25	1	1	3	0
10	33	1923,84	28	2	1	1	1
11	20	374,31	19	1	0	0	0
12	19	547,02	14	2	1	0	0
13	32	776,34	28	1	3	0	0
14	20	618,93	18	1	0	1	0

Para a análise da relação entre a proporção de cobertura florestal com as métricas da paisagem, assim como com a topografia utilizou-se a nomenclatura de floresta secundária para as áreas em sucessão secundária tardia.

Analisando a relação entre a proporção de cobertura florestal e as métricas da paisagem houve correlação entre a proporção de floresta secundária e a diversidade da paisagem e número de manchas ( $r = 0,65$  e  $r = 0,56$ , respectivamente), entre a proporção de floresta madura e o índice de proximidade ( $r = 0,43$ ) e a proporção de cobertura florestal (floresta madura e secundária) com o índice de proximidade a 5 km de raio de busca ( $r = 0,49$ ) (Figura ).

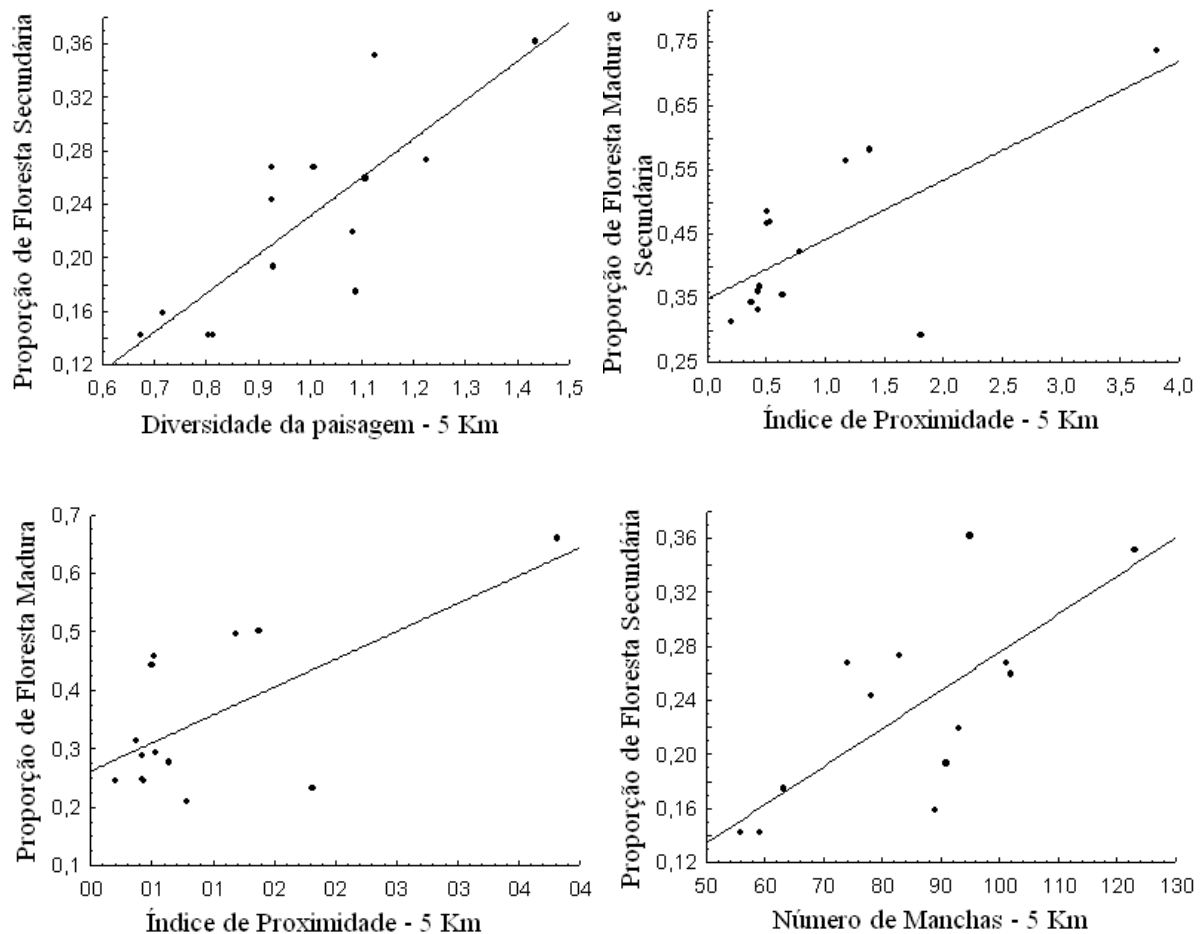
A correlação positiva entre a cobertura de floresta secundária e o índice de diversidade da paisagem a 5 km, sugere que, em uma paisagem com maior diversidade estrutural, é possível encontrar mais áreas com floresta secundária, provavelmente como resultado de um aumento dos fluxos biológicos devido à heterogeneidade de habitats, em comparação a paisagens estruturalmente mais simples, dominadas por um único tipo de cobertura, por exemplo.

A proporção de Floresta Secundária teve relação com o número de manchas, porém não foi observada nenhuma relação para a riqueza de manchas em qualquer tipo de estrutura florestal. Isso porque, podemos encontrar duas paisagens com riqueza igual, porém com diferente número de manchas. Mais manchas, embora de uma mesma classe, possibilitam mais contatos- borda a borda- de uma mancha a outra, provocando uma transição que possibilitaria mais microhabitats. Em um raio de 5 km, mesmo a paisagem menos rica em manchas apresenta 5 tipos de classes diferentes, assim, mais números de manchas podem gerar mais possibilidades de contato borda a borda. Uma paisagem com mais microhabitats tende a apresentar maior diversidade de biota, que se adaptaram à paisagem modificada pelo homem e também a essas áreas de transição entre as manchas. Essa maior diversidade da biota pode ser muito importante para a dispersão de propágulos e colonização de áreas abandonadas, promovendo a sucessão nessas áreas.

**Tabela 4** - Matriz de correlação entre as métricas da paisagem (IP = Índice de Proximidade, NM = Número de Manchas, RM = Riqueza de Manchas, H' = Índice de Diversidade de Shannon, 1 = 1 Km de raio de busca e 5 = 5 Km de raio de busca) e a cobertura florestal (FMS = Floresta Madura e Floresta Secundária, FM = Floresta Madura e FS = Floresta Secundária) em uma região do município de Londrina, Paraná. Os valores em destaque indicam correlação.

	IP1	IP5	NM1	NM5	RM1	RM5	H'1	H'5
FMS	0,39	<b>0,70</b>	-0,05	-0,08	0,51	-0,32	0,49	0,26
FM	0,34	<b>0,66</b>	-0,25	-0,38	0,37	-0,41	0,32	-0,08
FS	0,12	0,20	0,46	<b>0,75</b>	0,37	0,09	0,41	<b>0,81</b>

**Figura 4** - Regressão linear entre a cobertura de floresta madura e floresta secundária (transformada em arco seno da raiz quadrada da proporção) e o índice de diversidade da paisagem em 5 Km de raio de busca.

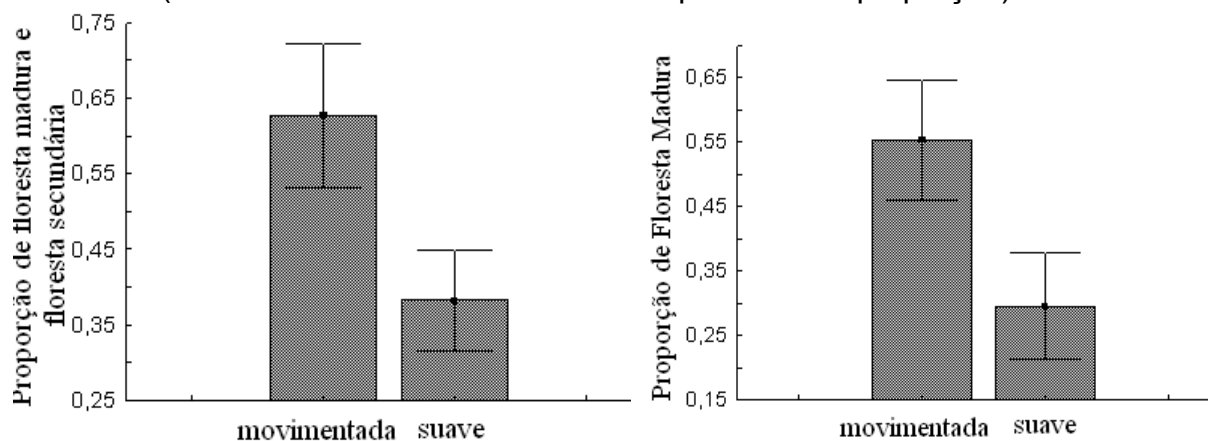


Quando analisada a topografia de cada paisagem, observou-se que as paisagens que apresentaram mais de 1/3 de terreno movimentado possuíam também, maior proporção de cobertura florestal, considerando floresta primária e secundária ( $M_1 = 0,62$  e  $M_2 = 0,38$ ;  $p = 0,001$ ), ou considerando apenas a floresta primária ( $M_1 = 0,26$  e  $M_2 = 0,49$ ;  $p = 0,002$ ) (Figura ). Analisando somente a proporção de floresta secundária, esta não teve relação significativa com a topografia das paisagens.

**Tabela 5** - Topografia e a proporção de cobertura vegetal, estimada para cada paisagem obtida a partir do mapa temático de uma região de Londrina, Paraná.

Paisagem (5Km)	Topografia	% Floresta Madura + Floresta Secundária	% Floresta Madura	% Floresta Secundária
1	movimentada	28,5	22,8	5,8
2	suave	9,6	5,9	3,7
3	suave	13,0	5,9	7,0
4	movimentada	45,0	37,7	7,3
5	suave	8,3	5,2	3,0
6	suave	21,7	19,6	2,0
7	suave	10,5	8,0	2,5
8	suave	20,3	8,4	11,8
9	suave	20,2	18,3	2,0
10	movimentada	30,2	23,1	7,0
11	suave	16,8	4,3	12,5
12	suave	12,5	6,0	6,6
13	suave	11,4	9,5	2,0
14	suave	12,2	7,5	4,7

**Figura 5** - Relação da topografia com a proporção de cobertura vegetal (transformada em arco seno da raiz quadrada da proporção).



A topografia pode ser uma das principais variáveis relacionadas na preservação de remanescentes florestais, já que limita a utilização do terreno para a agricultura mecanizada (SANTOS; PEREIRA; ANDRADE, 2008). Nesse estudo, as paisagens que apresentaram uma topografia mais movimentada também foram as que possuíam maior proporção de floresta primária e secundária, ou somente floresta primária (Tabela 5). Entretanto, deve se considerar o fato de que essas paisagens se localizam próximas ao fragmento florestal do Parque Estadual Mata dos Godoy, que possui em sua porção centro-sul uma topografia movimentada com encostas íngremes, solo raso e afloramentos rochosos.

O método utilizado para a análise da topografia pode ter subestimado áreas, como fundos de vale, por sua forma característica, pois não preenchem a proporção de área movimentada estipulada no método, mas tendem a apresentar cobertura florestal devido às limitações do terreno para agricultura. Se por um lado a substituição do plantio manual para o plantio mecanizado simplificou estruturalmente a paisagem em extensas monoculturas, por outro lado áreas antes cultivadas foram abandonadas, devido à declividade dos terrenos, sendo possível observar um aumento de áreas em sucessão em fundos de vale (FARIA, 2005).

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo realizado mostra características pontuais relacionadas à paisagem da região do município de Londrina, ligadas a fragmentação, áreas em sucessão e a topografia.

A análise da paisagem confirma que área estudada apresenta acentuada fragmentação, possuindo poucos fragmentos com maiores classes tamanhos e muitos fragmentos pequenos inseridos em uma paisagem onde prevalece a agricultura anual.

Algumas paisagens apresentaram mais diversidade com relação à estrutura da paisagem podendo favorecer alguns processos ecológicos, como o fluxo biológico entre manchas, promovendo o desenvolvimento de áreas em sucessão.

A topografia mostrou relação com a conservação da cobertura florestal das paisagens analisadas, porém deve-se considerar o fato de que embora as paisagens não estejam sobrepostas elas contemplam características parecidas de uma mesma região. Para uma análise mais profunda da relação entre a topografia e a cobertura florestal sugere-se detalhar áreas de fundo de vale, para que se possa verificar essa relação, sabendo que áreas mais movimentadas dificultam a implementação de culturas mecanizadas.

## REFERÊNCIAS

- BINS, L. S.; ERTHAL, G. J.; FONSECA, L. M. G. Um método de classificação não supervisionada por regiões. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE COMPUTACAO GRAFICA E PROCESSAMENTO DE IMAGENS, Recife. **Anais...** v. 4, p. 65-68, 1993.
- CASIMIRO, P. C. **Uso do solo - ecologia da paisagem**: quantificação da estrutura da paisagem para análise de padrões espaciais- Concelho de Mértola. 2001. <[http://www2.fcsh.unl.pt/docentes/pcasimiro/PDF/Revista\\_DGPR\\_N4.pdf](http://www2.fcsh.unl.pt/docentes/pcasimiro/PDF/Revista_DGPR_N4.pdf)> Acessado em: 05/08/2008.
- CROSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas, SP: Unicamp,. 1999. p. 164.
- EASTMAN, R. **IDRISI Andes**. Clark Labs - Clark University, Worcester, 2006.
- FARIA, G. G. Caracterização física e análise comparativa das formas de uso e ocupação do solo (1970-1999) na microbacia hidrográfica do Ribeirão Cambé, Londrina-PR. **Geografia**, Londrina, v. 14, n. 12, 2005.
- FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 50-59, 1994.
- HONNAY, O.; HERMY, M.; COPPIN, P. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation, and implications for conservation and reforestation. **Biology and Conservation**, v. 87, p. 73–84, 1999.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/index.html>> Acesso em: 17 nov. 2008.
- IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. <[http://www.ipardes.gov.br/perfil\\_municipal/MontaPerfil.php?Municipio=86000&btOk=ok](http://www.ipardes.gov.br/perfil_municipal/MontaPerfil.php?Municipio=86000&btOk=ok)> Acesso em: 17 nov. 2008.
- IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. <[http://www.ipardes.gov.br/pdf/indices/cobertura\\_vegetal.pdf](http://www.ipardes.gov.br/pdf/indices/cobertura_vegetal.pdf)> Acesso em: 6 nov. 2008.
- IPPUL - Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Londrina. 2006. **Perfil do município de Londrina**. <<http://home.londrina.pr.gov.br>>. Acesso em: 6 nov. 2008.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Oregon State University, Corvallis. Oregon, 1994.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.
- SANTOS, A. L. S.; PEREIRA, E. C. G.; ANDRADE, L. H. C. Fragmentação florestal decorrente do uso do solo e do processo de degradação ambiental, no município de

Junqueiro (AL). **Caminhos de geografia** - Uberlândia, v. 9, n. 25, mar/2008.  
<<http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html>>. Acesso em: 23 fev. 2009.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-square mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p. 16-20, 1991.

SOARES, F. S.; MEDRI, M. E. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi  
In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATA O. A.; PIMENTA J. A. **A bacia do rio Tibagi**. 2002. p. 69-79.

TURNER, M. G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 4, n. 1, p. 21-30, 1990.

VIANA, V. M.; PINHEIRO L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, dez. 1998.

**ARTIGO 2**

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS  
EM CERCAS-VIVAS EM FLORESTA ATLÂNTICA ESTACIONAL**

Artigo a ser submetido à revista Landscape Ecology.

## ESTRUTURA DA PAISAGEM E A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS EM CERCAS-VIVAS EM FLORESTA ATLÂNTICA ESTACIONAL

### Resumo

Um dos problemas mais relevantes para a conservação da biodiversidade é a fragmentação de habitats naturais. Uma maneira de minimizar os impactos causados pela fragmentação é a presença de corredores interligando esses fragmentos, promovendo o fluxo de espécies entre eles. Cercas-vivas são estruturas lineares encontradas na paisagem rural que podem servir como corredor para espécies animais e vegetais. Este estudo teve o objetivo de investigar as relações entre a diversidade e características ecológicas de plantas lenhosas com as características da cerca-viva (dimensões, idade e origem) e a estrutura da paisagem no entorno. Das espécies encontradas no total de cercas-vivas, a maioria apresentou síndrome de dispersão zoocórica e eram de grupos sucessionais iniciais (pioneiras e secundárias iniciais- PI). Em cercas mais estreitas a abundância total de espécies foi maior, provavelmente pela maior incidência de luz em seu interior que favorece o estabelecimento de espécies do grupo PI, enquanto o comprimento foi importante para o aumento no número total de espécies. O aumento da idade da cerca influenciou no aumento da riqueza total de espécies e cercas de origem espontânea teve relevância para aumento de espécies com síndrome de dispersão abiótica. A estrutura da paisagem no entorno imediato influenciou a vegetação lenhosa das cercas-vivas, sendo que conexão da cerca com algum tipo de estrutura florestal (floresta madura ou em sucessão secundária) teve relação positiva com a diversidade de espécies do grupo PI e com a diversidade, riqueza e abundância de espécies com síndrome de dispersão abiótica. O índice de proximidade (relaciona a área dos fragmentos florestais incluídos em um “raio de busca” e as distâncias, borda a borda, destes fragmentos à cerca-viva amostrada) apresentou relação positiva com a riqueza de espécies do grupo PI, diversidade e riqueza de espécies zoocóricas e abundância de espécies tardias e climácicas (TC) em 1 Km de raio de busca. A presença de cercas-vivas pode proporcionar uma maior diversidade estrutural na paisagem regional e na diversidade local.

**Palavras-chave:** Cercas-vivas. Ecologia da paisagem. Floresta Atlântica Estacional. Plantas lenhosas.

## 1 INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitats é considerada como um dos fenômenos que mais afetam a conservação da biodiversidade. As causas da fragmentação são variadas, mas geralmente envolvem a conversão de habitats naturais. Se considerarmos que a fragmentação implica em perda de área e mudança na configuração espacial, então não existe habitat que não tenha sido impactado com a mesma. No entanto, existem diferenças no grau do impacto e em como diferentes organismos e sistemas se adaptam a estes impactos (Haila, 2002).

Nesse contexto, estudar a paisagem é um ponto crítico para se avaliar o impacto rápido e em larga escala no ambiente (Turner et al., 2001), já que a composição, a forma espacial do mosaico na paisagem e a escala analisada influenciam nas respostas dos processos ecológicos (Wiens, 1995; Turner et al., 2001).

Em uma paisagem fragmentada, a conectividade é o que sustenta a movimentação dos organismos entre as manchas de habitat natural (Haddad, 1999) e dependerá da proximidade entre os elementos de habitat (fragmentos), da permeabilidade da matriz e da presença de estruturas na paisagem, como por exemplo, “stepping stones” e corredores (Metzger, 2001).

Elementos característicos de paisagens rurais, as cercas-vivas podem promover o fluxo de espécies entre habitats naturais fragmentados, servindo como um corredor, além de ser habitat para espécies, incluindo espécies florestais que encontram resistência na matriz agrícola (McColling et al, 2000).

Características das cercas-vivas como origem, idade, comprimento e largura podem influenciar na diversidade de espécies que nela se estabelecem. Cercas-vivas espontâneas, ou seja, aquelas em que as espécies se estabelecem ao longo de uma cerca comum, tendem a apresentar maior diversidade que as plantadas, ou quebra-ventos, já que as últimas podem ter, predominantemente, indivíduos de uma mesma espécie e de idades semelhantes (Forman, Baudry, 1984). Cercas mais velhas tendem a apresentar maior diversidade, pois seguem um padrão de sucessão secundária como em florestas, em que com o aumento da idade existe um aumento na complexidade estrutural da comunidade (Tabarelli, Mantovani, 1999a; Liebsch et al., 2007). A diversidade também pode ser influenciada pela largura e comprimento da cerca-viva. Em cercas mais largas a

incidência de luz no interior da cerca pode ser menor, favorecendo o estabelecimento de espécies de interior de floresta (Wehling, Diekmann, 2008; Burel, 1996) e cercas com comprimento menor tendem a apresentar maior diversidade, pois quanto menores mais facilmente os organismos podem se mover de um fragmento a outro, utilizando mais vezes o corredor (Haddad, Tewksbury, 2005).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi o de investigar as relações entre as características da cerca-viva (dimensões, idade, origem), a estrutura da paisagem no entorno e a diversidade de plantas lenhosas nas cercas-vivas. Para tanto, foram estudadas cercas em 14 localidades, procurando-se testar as hipóteses de que cercas menores, mais velhas, de origem espontânea, bem como aquelas situadas em paisagens com maior cobertura florestal, seriam mais ricas em espécies lenhosas.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO**

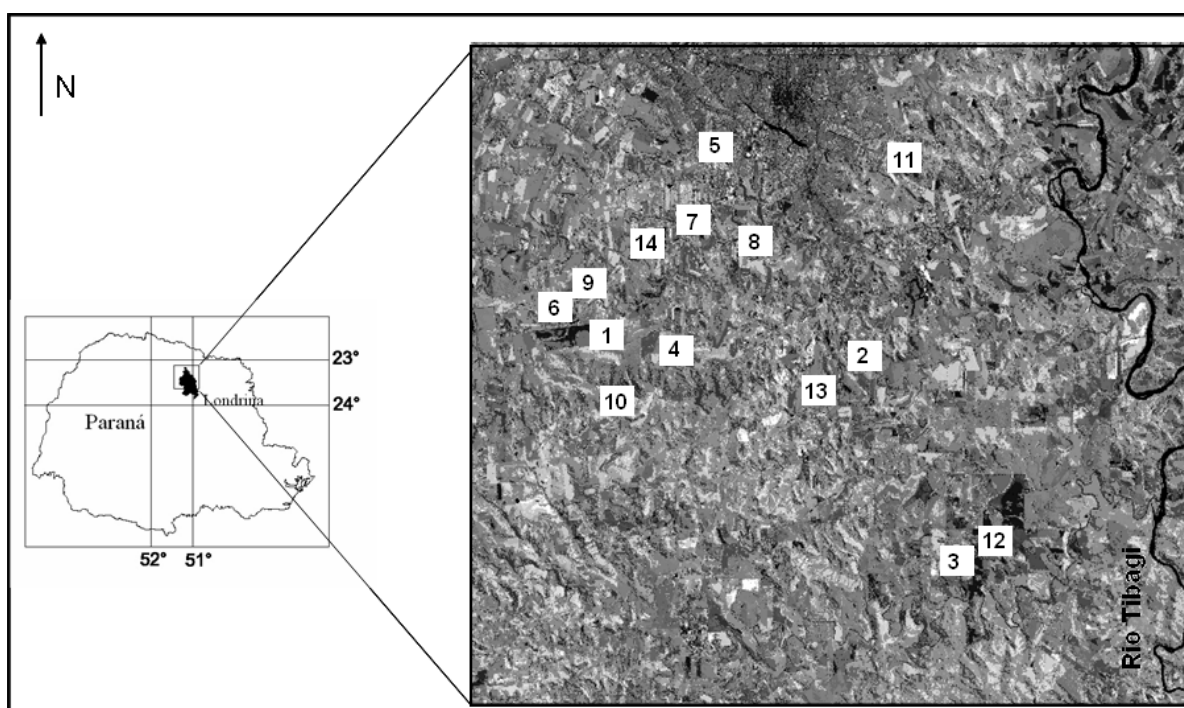
O estudo foi conduzido no entorno do município de Londrina (23°08' S e 50°52' W), norte do Paraná, Brasil (Figura ). A região é caracterizada por um histórico de intenso uso do solo em plantações agrícolas e na pecuária, resultando numa paisagem extremamente fragmentada. O processo de fragmentação obedeceu a variáveis ligadas ao sistema fundiário e à topografia (Torezan, 2003), resultando numa paisagem com alguns fragmentos florestais dispersos em uma matriz predominantemente agrícola.

A região apresentava-se inteiramente recoberta por Floresta Atlântica classificada como Floresta Estacional Semidecidual, e o clima, segundo o sistema de classificação climática de Köppen, é caracterizado como Cfa subtropical úmido, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida (IAPAR, 2008).

As coletas dos dados foram realizadas em 14 cercas-vivas localizadas em propriedades rurais. A escolha das cercas-vivas seguiu como critério a logística, a permissão do proprietário para a coleta no local e as cercas deveriam não receber qualquer tipo de manutenção por parte do proprietário, apresentando

certa regeneração. Foi considerada como unidade de cerca-viva uma faixa de vegetação que servia ou ainda serve para a delimitação de propriedades rurais.

**Figura 6** - Mapa com a localização do município de Londrina, estado do Paraná, Brasil. Imagem de satélite da região de Londrina com a localização de 14 cercas-vivas.



## 2.2 COLETA DE DADOS

As amostragens de plantas lenhosas foram feitas em transecções de 100m localizadas no centro da cerca-viva. Parcelas de 2x10m foram dispostas de forma contígua a cada 10m ao longo da transecção. O número máximo de transecções em uma unidade de cerca-viva foi quatro, nas cercas com maiores comprimentos, e duas transecções nas cercas menores.

Para a análise da estrutura da paisagem do entorno de cada cerca-viva foi produzido um mapa temático de uma região de Londrina a partir de uma imagem Landsat 5 (artigo 1).

Como as cercas não apresentavam uniformidade em sua largura em toda sua extensão, foram tomadas medidas no início, meio e fim de cada transecção com uma fita métrica e foi feita uma média. O comprimento total de cada cerca foi

estimado com auxílio do programa *Google Earth*, pois algumas cercas tinham comprimento acima de 1000m, o que dificultou a utilização de fitas métricas.

A idade das cercas-vivas foi obtida por meio de entrevistas com os proprietários e moradores e foi considerada a partir do ano em que a cerca deixou de receber manutenção, como por exemplo, capina, poda, etc.

As cercas-vivas foram classificadas como conectadas ou não conectadas, sendo que as conectadas deveriam ter pelo menos uma das extremidades ligada a uma estrutura vegetal florestal (corredores de “mata ciliar”, fragmentos florestais) ou pré-florestal (vegetação em estágio inicial da sucessão secundária), identificadas em campo e com o auxílio do programa *Google Earth*.

Quanto à origem, as cercas-vivas foram classificadas como plantadas ou espontâneas:

- Plantada: quando arbustos ou árvores são plantadas enfileiradas, para a proteção da propriedade e dos plantios e criações.
- Espontânea: quando há uma regeneração natural ao longo de uma cerca comum (de arame, por exemplo), através da dispersão de propágulos pelo vento ou animais, podendo ser utilizadas como poleiro por pássaros.

Para a coleta de dados da vegetação foram contabilizados apenas indivíduos lenhosos com hábito arbóreo e arbustivo com altura superior a 1m e as lianas com enraizamento dentro da parcela.

**Tabela 6** - Idade aproximada, dimensão (comprimento e largura) e origem (plantada ou espontânea) de cercas-vivas na região de Londrina, norte do Paraná.

CERCA	IDADE (ANOS)	COMPRIMENTO (M)	LARGURA (M)	ORIGEM
1	10	360	12,16	plantada
2	20	545	4,8	espontânea
3	40	1300	6,16	espontânea
4	20	300	10,66	plantada
5	30	520	8,41	espontânea
6	40	270	8,3	plantada
7	10	450	4,5	plantada
8	30	500	6,3	plantada
9	30	500	5,7	espontânea
10	10	400	7	espontânea
11	30	300	4,5	espontânea
12	40	1500	8	espontânea
13	30	650	9,25	espontânea
14	60	300	15,83	plantada

Os indivíduos não identificados em campo foram coletados e herborizados para posterior identificação, por comparação, no herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL).

As espécies arbóreas nativas amostradas foram categorizadas de acordo com grupo ecológico e síndrome de dispersão utilizando-se classificadores preexistentes (Budowski, 1995; Gandolfi et al, 1995). Quanto ao grupo sucessional a que pertencem, as espécies foram classificadas em pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climáticas, e para reduzir a incerteza desta classificação, espécies pioneiras e secundárias iniciais foram reunidas em um grupo (PI) e as secundárias tardias e climax em outro (TC). Quanto a síndrome de dispersão as espécies foram agrupadas em zoocóricas (Z) e não zoocóricas (NZ).

### 2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Todas as análises foram realizadas com o número total de espécies, bem como separando as espécies arbóreas nativas quanto ao grupo ecológico e síndrome de dispersão.

As diferenças entre as cercas-vivas quanto aos valores médios de diversidade (Shannon), riqueza e abundância tomando como variáveis independentes a origem da cerca e a existência ou não de conexão foi realizada por meio de análise de variância (ANOVA). Como havia diferença no número de parcelas entre as cercas-vivas, foi feito um sorteio de parcelas para uniformizar o número de parcelas. Para verificar a homogeneidade e normalidade dos dados, foram realizados os testes Levene e Kolmogorov-Smirnov, respectivamente, anteriormente ao ANOVA e, para os dados com N desigual utilizou-se o teste Tukey HSD.

A relação entre as variáveis idade, largura, comprimento e estrutura da paisagem com as variáveis ecológicas (diversidade, riqueza, abundância do total de espécies, das proporções de espécies classificadas nos grupos ecológicos PI/TC e das classificadas de acordo com sua síndrome de dispersão), foi verificada por teste de regressão linear múltipla.

A estrutura da paisagem foi analisada com auxílio do pacote de programas "Idrisi 32" (Eastman, 2006; Crosta, 1999) para a produção de "janelas" de 1 Km de raio de busca tendo cada cerca-viva como ponto central. O programa

“Fragstats” foi utilizado para produzir índices descritivos da paisagem: índice de diversidade da paisagem (Hpaisagem), riqueza de manchas (RM), índice de proximidade (IP). O índice de proximidade consiste na razão entre a somatória da área dos fragmentos florestais incluídos em um determinado “raio de busca” e a somatória do quadrado das distâncias, borda a borda, destes fragmentos à cerca-viva amostrada (McGarigal, Marks, 1994).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

No total de cercas-vivas foram encontrados 17020 indivíduos distribuídos em 198 espécies e 51 famílias (Anexo 1). Um total de 57% das espécies apresentaram hábito arbóreo (80% dos indivíduos coletados), 20% arbustivo (3% dos indivíduos coletados) e 23% são lianas (17% dos indivíduos coletados). Dentre as espécies arbóreas, 19% são de espécies exóticas. Entre as espécies arbóreas nativas 70% são do grupo PI e 30% do grupo TC e com relação a síndrome de dispersão 63% das espécies apresentaram síndrome de dispersão zoocórica e 37% de espécies apresentaram síndrome de dispersão não zoocórica.

#### 3.2 RELAÇÃO DA ESTRUTURA FÍSICA, ORIGEM E IDADE DAS CERCAS-VIVAS COM A DIVERSIDADE DE PLANTAS

Os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ), a riqueza (S) e abundância (N) de espécies lenhosas em cada cerca-viva se encontram na (

**Tabela 7).**

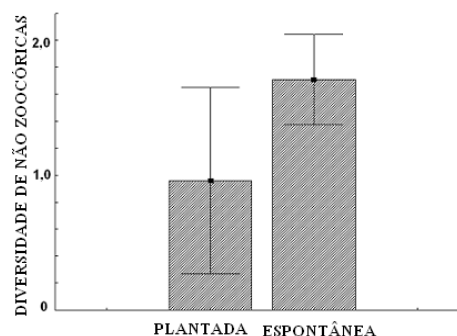
**Tabela 7** - Riqueza (S), abundância (N) e diversidade (H') de espécies lenhosas em cercas-vivas na região de Londrina, norte do Paraná.

CERCA-VIVA	S	N	H'
1	32	701	2,46
2	45	1490	2,04
3	74	1578	3,2
4	57	1007	2,98
5	58	886	3,18
6	48	1009	2,11
7	49	2623	1,52
8	22	1099	1,20
9	52	987	2,46
10	57	631	2,67
11	74	1668	2,76
12	78	2097	2,93
13	58	539	3,36
14	67	705	2,88

Analisando a estrutura física (comprimento e largura) e a idade das cercas-vivas não foi observada relação entre essas variáveis com a diversidade, riqueza e abundância de espécies lenhosas total, assim como quando separadas em grupo sucessional e síndrome de dispersão.

Não houve correlação entre a origem da cerca-viva com a diversidade, riqueza total de espécies ou abundância total. Porém, as cercas-vivas com origem espontânea, apresentaram maior diversidade de espécies com síndrome de dispersão do tipo abiótica ( $F_{1,12} = 5,3263$ ;  $p = 0,03962$ ) (Figura ).

**Figura 7** - Diversidade de espécies não zoocóricas com relação a origem da cerca-viva.



### 3.3 DIVERSIDADE DE PLANTAS E A ESTRUTURA DA PAISAGEM

Os dados da estrutura da paisagem como o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) da paisagem, riqueza de manchas (RM), índice de proximidade (IP) e conexão (conectada ou não a uma estrutura florestal) das cercas-vivas se encontram na Tabela 8.

**Tabela 8** - Índice de diversidade da paisagem ( $H'$ paisagem), riqueza de manchas (RM), índice de proximidade (IP) em 1 e 5 Km de raio de busca e conexão das cercas-vivas na região de Londrina, norte do Paraná.

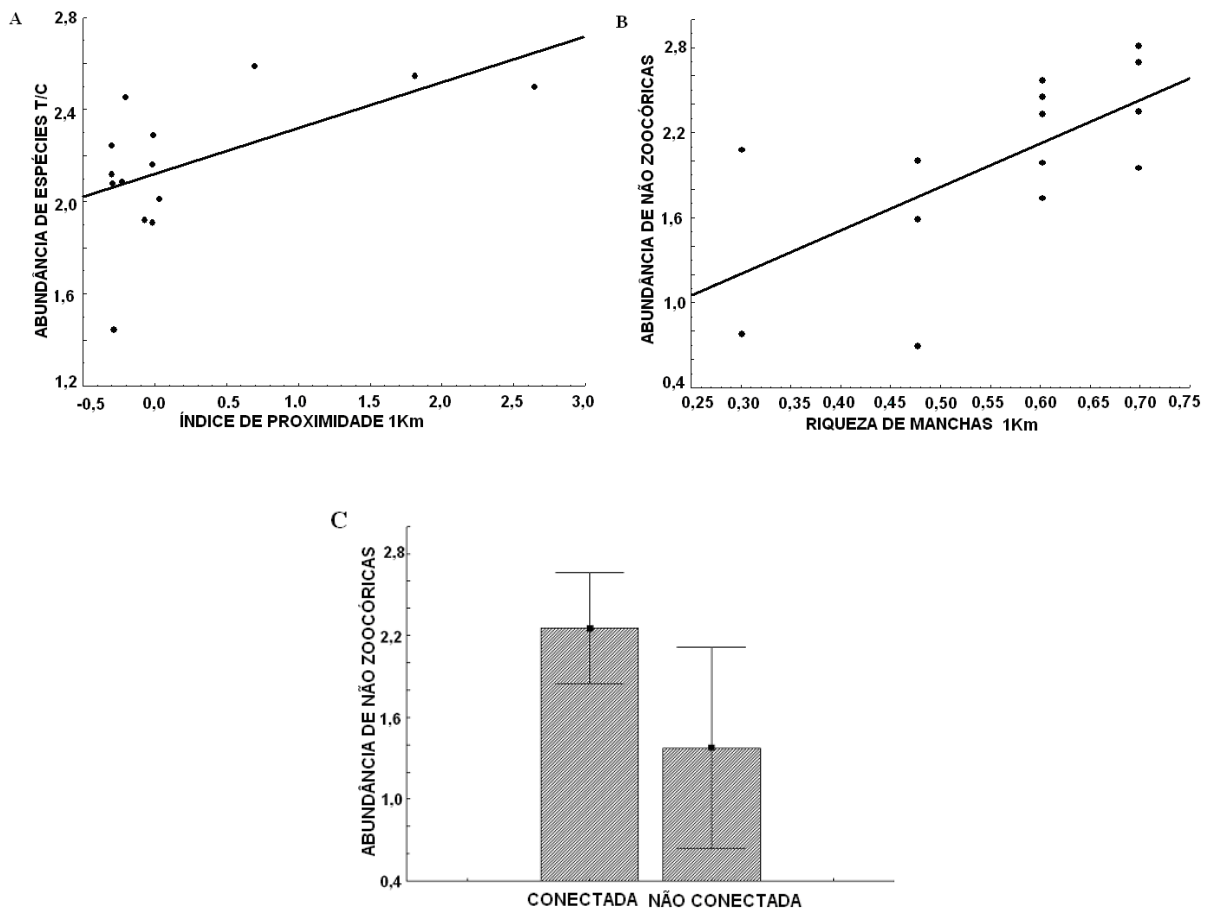
cerca	H'paisagem	H'paisagem	RM 1	RM 5	IP 1	IP 5	Conexão
	1	5					
1	0,4993	0,9264	5	6	0,01	14,55	Não conectada
2	0,3503	0,9308	4	7	0	1,102	Conectada
3	0,6353	0,9264	4	6	0,47	2,217	Conectada
4	1,1038	1,2228	5	7	437	6553	Conectada
5	0,9581	1,0905	3	7	64,3	65,18	Conectada
6	0,6606	0,8137	4	7	0,45	2,736	Conectada
7	0,1968	0,7156	2	7	0,57	2,151	Não conectada
8	0,3731	1,1265	3	8	0,02	2,877	Não conectada
9	0,5549	0,8036	4	7	0,45	2,666	Conectada
10	0,9883	1,0084	4	5	0,34	23,08	Conectada
11	1,0378	1,4355	5	8	4,45	5,584	Conectada
12	0,789	1,1058	5	7	0,12	2,188	Conectada
13	0,0911	0,6755	3	7	0,09	1,889	Conectada
14	0,0224	1,0845	2	8	0	3,867	Não conectada

A abundância em espécies do grupo com síndrome de dispersão não zoocórica teve relação positiva com a conexão da cerca-viva a uma estrutura florestal. ( $M1= 1,7$   $M2=2,2$ ;  $p= 0,03$ ) (Figura )

Correlacionando-se a diversidade da cerca-viva com variáveis de estrutura da paisagem, não houve relação entre as variáveis da paisagem com a

diversidade, riqueza e abundância total de espécies. Apenas o raio de busca a 1Km do ponto de coleta mostrou ser significativo para alguns grupos de espécies. Constatou-se que houve uma relação positiva entre a abundância de espécies do grupo TC ( $r^2= 0,33$ ;  $p= 0,03$ ) com o índice de proximidade a 1 Km , e entre a abundância de espécies do grupo com síndrome de dispersão não zoocórica e a riqueza de manchas a 1Km ( $r^2= 0,41$ ;  $p= 0,01$ ) (Figura ).

**Figura 8** - A- log da abundância de espécies do grupo TC com relação ao Índice de Proximidade a 1 Km. B- log da abundância de espécies com síndrome de dispersão não zoocórica com relação a riqueza de manchas em uma raio de busca de 1Km. C- Abundância de não zoocóricas com relação a conexão das cercas-vivas (conectada/ não conectada).



## 4 DISCUSSÃO

#### 4.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

O hábito mais frequente nas cercas-vivas foi o arbóreo, sendo que a maior riqueza e abundância das espécies arbóreas encontradas é nativa e zoocórica. Tais características podem ser importantes para que as espécies florestais tenham mais opções de abrigo e alimento na paisagem fragmentada. Em um levantamento florístico realizado no maior fragmento florestal da região, Silva e Soares-Silva (2000) também encontraram maior riqueza de espécies zoocóricas (67%), seguida de anemocóricas (21,8%). Isso reforça a sugestão de que a flora nas cercas-vivas é, de alguma forma, uma amostra das espécies que ocorrem nos fragmentos florestais da região, podendo contribuir para um aumento da diversidade da paisagem.

Em todas as cercas-vivas as espécies mais frequentes foram as do grupo PI, como decorrência de as cercas se localizarem em áreas abertas, podendo ser colonizadas por sementes de árvores isoladas em meio às plantações e pastos, diferentemente das espécies do grupo TC, em que as condições do meio (alta luminosidade, por exemplo) podem oferecer certa resistência ao seu estabelecimento.

#### 4.2 RELAÇÃO DA ESTRUTURA FÍSICA, ORIGEM E IDADE DAS CERCAS-VIVAS COM A DIVERSIDADE DE PLANTAS

As cercas-vivas com menor largura apresentaram maior abundância total, possivelmente como resultado da penetração lateral de luz. As observações indicaram que as cercas com menor largura também foram as que apresentaram maior abundância das espécies arbóreas *Tabernaemontana australis* Müll. Arg e *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan., que são consideradas espécies pioneiras e encontradas no início da sucessão.

A riqueza total de espécies foi maior com o aumento da idade, seguindo um padrão comum para ambientes sucessionais (Tabarelli, Mantovani, 1999, Cook et al., 2005), mas também possivelmente relacionado com uma lentidão dos processos de dispersão e estabelecimento das espécies florestais para e ao

longo das cercas. Matlack (1994) estimou, para florestas temperadas, uma migração de propágulos de 0,5 a 5,0 m por ano. Segundo Forman e Baudry (1984), o número de espécies em cercas-vivas tende a aumentar com tempo dispersas por pássaros e pelo vento, sendo que nos primeiros anos as espécies mais encontradas são espécies de áreas abertas e de bordas de florestas. Já em um segundo momento, quando as cercas apresentam árvores maiores e maior densidade de arbustos, há um aumento de espécies de interior de florestas devido às mudanças no microclima das cercas.

Boutin et al. (2002) e Deckers et al. (2004) sugerem uma diversidade menor nas cercas-vivas plantadas, assumindo a presença dominante de uma única espécie. Porém, não foi observada diferença entre cercas espontâneas e cercas plantadas quanto à diversidade, riqueza total de espécies e abundância total. No entanto, para as espécies com síndrome de dispersão não zoocórica houve diferença entre os dois tipos de cercas, apresentando maior diversidade as cercas do tipo espontâneas. Como já descrito por Herlin e Fry (2000), nesse trabalho também foi observado um maior número de espécies zoocóricas nas cercas-vivas, porém pode se observar também que todas as cercas espontâneas eram conectadas a uma estrutura florestal, sendo sítio de estabelecimento desse grupo de espécies encontradas mais frequentemente em bordas de florestas.

#### 4.3 DIVERSIDADE DE PLANTAS E A ESTRUTURA DA PAISAGEM

Diferente do esperado, as cercas estarem conectadas ou não a uma estrutura florestal não apresentou diferença para espécies zoocóricas, podendo se inferir que a maior proporção de espécies zoocóricas nas cercas-vivas pode estar associada à dispersão por aves, pois a distância a uma estrutura florestal e a própria matriz podem não ser fatores limitantes, e animais comuns em áreas agrícolas (Toniato. Oliveira-Filho, 2004). Porém as cercas conectadas apresentaram maior abundância de espécies com síndrome de dispersão não zoocórica. Como a maioria das espécies encontradas nesse grupo apresentou dispersão anemocórica e por as cercas conectadas estarem próximas às áreas florestais ou pré-florestais, estas podem ter servido como um sítio favorável ao estabelecimento para os propágulos dispersos pelo vento, bastante comuns em bordas de florestas e estruturas florestais

no início da sucessão, visto que este grupo apresenta maior eficiência em dispersão em locais abertos (Howe, Smallwood, 1982; Herlin, Fry, 2000).

As variáveis da paisagem que apresentaram relação com as variações na vegetação das cercas foi o índice de proximidade a 1Km (IP1) e a riqueza de manchas a 1Km (RM1), indicando que para as espécies de plantas presentes em cercas-vivas a proximidade com fragmentos florestais e as características estruturais da paisagem no entorno imediato do ponto de amostragem foram mais importantes.

A abundância de espécies não zoocóricas em paisagens com maior riqueza de manchas a 1Km de raio de busca, pode ser explicada pelo maior número de habitats incomuns à matriz, como por exemplo áreas em estágios iniciais de sucessão, pois tendem a apresentar espécies não zoocóricas, devido às características microclimáticas do local, como maior exposição a luz e vento (Howe, Smallwood, 1982, Tabarelli, Peres, 2002).

O índice de proximidade em 1 Km de raio de busca teve relação positiva com a abundância no grupo TC, possivelmente porque espécies são encontradas no interior de florestas maduras ou em estruturas florestais em estágios mais avançados, o que faz com que a proximidade a uma estrutura florestal tenha uma relação positiva com a presença desse grupo em cercas-vivas (Herlin, Fry, 2000, Hernández- Stefanoni, Dupuy, 2008, Wehling, Diekmann, 2009). Além disso, espécies tardias e climácias geralmente são zoocóricas e possuem sementes maiores e mais pesadas, limitantes para a dispersão a grandes distâncias (Howe, Smallwood, 1982; Hammond et al., 1995). Isso sugere uma influência mais forte do entorno imediato, associada a uma limitação imposta pelas distâncias e pela qualidade da matriz para os animais dispersores. A proximidade de vegetação florestal pode, então, aumentar a probabilidade de colonização das cercas por indivíduos desse grupo.

É importante frisar que o índice de proximidade foi calculado considerando-se como “manchas de habitat do mesmo tipo” das cercas apenas os fragmentos de floresta madura ou secundária, excluindo-se manchas de habitat em estágios pré-florestais da sucessão. Assim, a diversidade, a riqueza de espécies e a abundância de plantas nas cercas podem estar sendo também influenciadas por processos de dispersão a partir de outras fontes de sementes que não as manchas

de floresta como, por exemplo, áreas em sucessão secundária inicial (Otsamo, 2000) ou indivíduos isolados na matriz (Harvey et al., 2004).

## **5 CONCLUSÃO**

Tanto a estrutura da paisagem do entorno quanto as características inerentes à cerca-viva foram determinantes da diversidade, riqueza e abundância de plantas lenhosas encontradas, embora os diferentes grupos de espécies tenham se relacionado de maneira diferente com cada uma das variáveis analisadas, de acordo com o tipo de dispersão e habitat de estabelecimento.

A presença de espécies florestais nas cercas mostrou que essas estruturas podem ser consideradas corredores biológicos e locais de estabelecimento de espécies nativas, em meio a um ambiente em que prevalecem monoculturas. Isso nos sugere que estruturas como as cercas-vivas podem ser uma opção na tentativa de aumentar a diversidade estrutural de uma paisagem, assim como a diversidade de espécies em uma paisagem fragmentada, como a área estudada.

## Referências

- Boutin, C.; Jobin, B.; Bélanger, L.; Choinière, L. 2002. Plant diversity in three types of hedgerows adjacent to cropfields. *Biodiversity and conservation* 11: 1-25.
- Budowski, A. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional progresses. *Turrialba, Turrialba*, 15: 40-2.
- Burel F (1996) Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Crit Rev Plant Sci* 15:169–190
- Cook, W. M.; Yao, J; Foster, B. L.; Holt, R. D.; Patrick, L. D. 2005. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology* 86 (5) :1267-1279.
- Crosta, A. P. 1999. Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto. Unicamp. Campinas, SP. p 164.
- Deckers, B.; Hermy, M.; Muys, B. 2004. Factors affecting plant species composition of hedgerow: relative importance and hierarchy. *Acta Oecologica* 26: 23-37.
- Eastman, R., 2006. IDRISI Andes. Clark Labs - Clark University, Worcester.
- Forman, R. T. T.; Baudry J. (1984) Hedgerows and Hedgerow Networks in *Landscape Ecology*. 8(6):495-510
- Gandolfi, S.; Leitão-Filho, H. F.; Bezerra, C. L. E. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55 (4):753-767.
- Haddad, N. M. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: A landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* 9:612–622.
- Haddad, N. M. Tewksbury JJ (2005) Low-quality habitat corridors as movement conduits for two butterfly species. *Ecological Applications* 15(1): 250- 257
- Haila, Y. 2002 A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12 (2): 321-334.
- Hammond, D. S.; Brown, V. K. 1995. Seed size of woody plants in relation to disturbance, dispersal, soil type in wet neotropical forests. *Ecology* 76 (8):2544-2561.
- Harvey, C. A.; Tucker, N. I. J.; Estrada, A. 2004. Live Fences, Isolated Trees, and Windbreaks: Tools for Conserving Biodiversity. In: *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. P 261-289
- Herlin, I. L. S.; Fry, G. L. A. 2000. Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. *Landscape Ecology* 15: 229–242.

Hernández-Stefanoni, J. L.; Dupuy, J. M. 2008. Effects of landscape patterns on species density and abundance of trees in a tropical subdeciduous forest of the Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management* 255: 3797–3805.

Howe, H. F.; Smallwood, J. 1982. *Annual review of ecology and systematics*. 13: 201-228.

Instituto Agronômico do Paraná – IAPAR, 2008. Cartas climáticas do estado do Paraná. [http://www.pr.gov.br/iapar/sma/Cartas\\_Climáticas/Precipitação.htm](http://www.pr.gov.br/iapar/sma/Cartas_Climáticas/Precipitação.htm). Acessado em: 30/10/2008.

Liebsch D, Goldenberg R, Marques MCM (2007) Floristics and structure of plant communities along a chronosequence in the Atlantic Rain Forest of Paraná State, Brasil 21(4): 983-992

Matlack, G. R. 1994. Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. *Ecology* 75: 1491-1502.

McColling, D.; Jackson, J. I.; Bunce, R. G. H.; Barr, C. J.; Stuart, R. 2000. Hegderows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management*. 60: 77-90.

McGarigal, K.; Marks, B. J. 1994. Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Oregon State University, Corvallis. Oregon

Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1 (1/2): 1-9.

Otsamo, R. 2000. Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantations on degraded Imperata cylindrical grasslands. *New forests*, 19: 69- 93.

Silva, F. C.; Soares-Silva, L. H. 2000. Arboreal flora of the Godoy State Park, Londrina, PR, Brasil. *Edinb. J. Bot.* 57 (1): 107-120.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. (1999a) A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo- Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59: 239-250

Tabarelli, M.; Peres, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165–176

Toniato, M. T. Z.; Oliveira-Filho, 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *Forest Ecology and Management* 198: 319–339

Torezan, J. M. D. 2003. Fragmentação Florestal e Prioridades para a conservação da Biodiversidade. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

Turner, M. G.; Gardner, R. H.; O’Neil, R. V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer, p 401.

Wehling, S.; Diekmann, M. (2008). Factors influencing the spatial distribution of forest plant species in hedgerows of North-western Germany. *Biodiversity and Conservation* 17:2799-2813.

Wehling, S.; Diekmann, M. (2009) Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 142: 2522–2530

Wiens, J. A. 1995. Landscape mosaics and ecological theory. In: *Mosaic landscapes and ecological processes*. Springer, p 356.

## REFERENCIA

- Altieri MA (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:19–31
- Bastian O (2001) Landscape Ecology – towards a unified discipline? *Landscape Ecology* 16:757-766
- Baudry J, Bunce RGH, Burel F (2000) Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60: 7–22
- Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT (2004) The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85 (10): 2671-2676
- Burel F, Baudry J, Butet A, Clergeau P, Delettre Y, Le Coeur D, Dubs F, Morvan N, Pillat G, Petit S, Thenail C, Brunel E, Lefeuvre J (1998) Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19 (1): 47-60
- Casimiro PC (2001) Uso do solo- Ecologia da paisagem: quantificação da estrutura da paisagem para análise de padrões espaciais- conselho de Mértola <[http://www2.fcsh.unl.pt/docentes/pcasimiro/PDF/Revista\\_DGPR\\_N4.pdf](http://www2.fcsh.unl.pt/docentes/pcasimiro/PDF/Revista_DGPR_N4.pdf)> Acessado em: 05/08/2008
- Castro GC (2004) Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do alto Rio Grande, MG. Tese de Mestrado. Universidade Federal de Lavras p 81
- Davies ZG, Pullin AS (2007) Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology* 22: 333-35
- Estrada A, Cammarano P, Coates-Estrada R (2000) Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 9: 1399–1416
- Estrada A, Coates-Estrada R, Merritt DA (1994) Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 17:229-241
- Forman RTT, Baudry J (1984) Hedgerows and Hedgerow Networks in Landscape Ecology. 8(6):495-510
- Forman RTT, Godron M (1986) Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York, NY. p 619
- Fundação SOS Mata Atlântica, INPE- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2008) <Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. [http://mapas.sosma.org.br/site\\_media/ATLAS%20MATA%20ATLANTICA%20-%20RELATORIO2000-2005.pdf](http://mapas.sosma.org.br/site_media/ATLAS%20MATA%20ATLANTICA%20-%20RELATORIO2000-2005.pdf)> Acessado em: 08/10/2008
- Gabriel VA (2005) Uso de cercas-vivas por aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica semidecídua. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

- Garbutt RA, Sparks TH (2002) Changes in the botanical diversity of a species rich ancient hedgerow between two surveys (1971–1998). *Biological Conservation* 106:273–278
- Gibbs JP (2001) Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation* 100:15-20
- Harvey CA (2000a) Colonization of agricultural windbreaks by forest trees: effects of connectivity and remnant tree. *Ecological Applications* 10(6):1762-1773
- Harvey CA (2000b) Windbreaks Enhance Seed Dispersal into Agricultural Landscapes in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1):155-173
- Harvey CA, Tucker NI J, Estrada A (2004) Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes* 149:261-283 <<http://www.agroforestry.net/ovestory>> Acessado em: 06/10/2008
- Hobbs R, Wu J (2002) Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355-365
- Honnay O, Piessens K, Van Landuyt W, Hermy M, Gulinck H (2003) Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and Urban Planning* 63:241–250
- Howe H, Smallwood J (1982) Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:201-228
- Lang I, Gormley LHL, Harvey CA, Sinclair FL (2003) Composición de la comunidad de aves em cercas vivas de Río Frio, Costa Rica. *Agroforestería em las Americas* 39: 86- 92
- León MC, Harvey CA (2006) Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68: 15-26
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton. New Jersey, p 203
- McCollin D, Jackson JI, Bunce RGH, Barr CJ, Stuart R (2000) Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management* 60: 77–90
- Metzger J P (2001) O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1 (1/2): 1-9
- Noss RF (1987) Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. 1(2): 159-164
- Oliveira Filho AT, Martins FR (1991) Comparative study of five cerrado areas in southern Mato Grosso, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 48: 307-332
- Pardini R (2004) Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2586
- Pizo MA, Gabriel VA (2004) Cercas-vivas e o movimento de aves frugívoras e sementes em áreas degradadas.

<[http://www.sobrade.com.br/eventos/2005/visinrad/palestras/marco\\_aurelio\\_ferreira\\_pizo\\_painel\\_fauna.pdf](http://www.sobrade.com.br/eventos/2005/visinrad/palestras/marco_aurelio_ferreira_pizo_painel_fauna.pdf)> Acessado em: 23/08/2007

Solbrig OT (1991) From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity. IUBS-SCOPE-UNESCO, p 124

Torezan JMD (2003) Fragmentação Florestal e Prioridades para a conservação da Biodiversidade. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

Young A, Boyle T, Brown A (1996) The population genetic consequences of habitat fragmentation. Trends Ecology Evolution 11: 413-418

Walker MP, Dover JW, Hisley AS, Sparks TH (2005) Birds and green lanes: breeding season bird abundance, territories and species richness. Biological Conservation 126: 540-547

## **ANEXO**

## ANEXO A

Nome científico, família, grupo ecológico, hábito e síndrome de dispersão das espécies encontradas nas cercas-vivas. Grupo ecológico: PI= pioneiras e secundárias iniciais; TC= secundárias tardias e climácicas. Hábito: arb= arbusto, arv= árvores e li= lianas. Síndrome de dispersão: abi= abiótica (autocótica ou anemocórica) e zoo= zoocórica. Apenas as espécies abóreas nativas foram classificadas de acordo com o grupo ecológico e dispersão.

Família	Nome científico	Grupo ecológico	Hábito	Síndrome de dispersão
Acanthaceae	<i>Geissomeria pubescens</i> Nees.	-	li	-
	<i>Ruellia angustifolia</i> Sw.	-	arb	-
Amaranthaceae	<i>Alternanthera tenella</i> Colla	-	li	-
	Amaranthaceae 1	-	arb	-
	<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) Kunth	-	arb	-
	<i>Hebanthe paniculata</i> Mart.	-	li	-
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	TC	av	ane
	<i>Mangifera indica</i> L.	-	av	-
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	PI	av	zoo
Annonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St- Hill) Martius	TC	av	zoo
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneurn</i> Müll. Arg.	TC	av	ane
	<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A. DC.	-	li	-
	<i>Forsteronia refracta</i> Müll. Arg.	-	li	-
	<i>Forsteronia thyrsoides</i> (Vell.) Müll. Arg.	-	li	-
	<i>Peltastes peltatus</i> (Vell.) Woodson	-	li	-
	<i>Prestonia coalita</i> (Vell.) Woodson			
	<i>Tabernaemontana australis</i> Müll. Arg.	PI	av	zoo
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	TC	av	zoo
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm	TC	av	zoo
Asclepiadaceae	<i>Fischeria martiana</i> Decne.	-	li	-
Asteraceae	Asteraceae 1	-	arb	-
	<i>Baccharidastrum triplenerve</i> (Less.) Cabrera	-	arb	-
	<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.	-	arb	-
	<i>Eupatorium maximiliani</i> Schrader	-	arb	-
	<i>Eupatorium</i> sp. 1	-	arb	-
	<i>Eupatorium</i> sp. 2	-	arb	-
	<i>Mikania hemisphaerica</i> Sch. Bip. ex Baker	-	li	-
	<i>Mikania</i> sp.	-	li	-
	<i>Vernonia ferrugine</i> Less.	-	arb	-
	<i>Vernonia incana</i> Less.	-	li	-
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	-	arb	-
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	-	li	-
	<i>Adenocalymma paulistarum</i> Bureau & K. Schum.	-	li	-
	<i>Anemopaegma acutifolium</i> DC.	-	li	-

Família	Nome científico	Grupo ecológico	Hábito	Síndrome de dispersão
---------	-----------------	-----------------	--------	-----------------------

Bignoniaceae	<i>Arrabidaea florida</i> A. DC.	-	li	-
	<i>Bignonia</i> sp.	-	li	-
	Bignoniaceae 1	-	li	-
	Bignoniaceae 2	-	li	-
	<i>Cuspidaria erubescens</i> (DC.) Bureau	-	li	-
	<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) A.DC.	PI	av	ane
	<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A.H. Gentry	-	li	-
	<i>Pithecoctenium crucigerum</i> (L.) A. H. Gentry	-	li	-
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	-	li	-
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	-	av	-
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	TC	av	zoo
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	PI	av	ane
	<i>Patagonula americana</i> L.	PI	av	ane
Cactaceae	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	-	arb	-
	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	-	li	-
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	-	av	-
	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	PI	av	zoo
Celastraceae	<i>Maytenus ilicifolia</i> (Schrad.) Planch.	TC	av	zoo
Convolvulaceae	<i>Merremia macrocalyx</i> (Ruiz & Pav.) O'Donell	-	li	-
Curcubitaceae	<i>Melothria cucumis</i> Vell.	-	li	-
	<i>Momordica charantia</i> L.	-	li	-
	<i>Sicyos polyacanthus</i> Cogn.	-	li	-
	<i>Wilbrandia verticillata</i> Cogn.	-	li	-
Dioscoriaceae	Dioscoriaceae 1	-	li	-
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	PI	av	zoo
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	PI	av	zoo
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	PI	av	au
	<i>Manihot utilissima</i> Pohl	-	arb	-
	<i>Ricinus communis</i> L.	-	av	-
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	PI	av	zoo
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	PI	av	au
	<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll. Arg.) Müll. Arg.	PI	av	zoo
Fabaceae	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	PI	av	au
	<i>Acacia plumosa</i> Lowe	PI	av	ane
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	PI	av	ane
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	PI	av	ane
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	PI	av	au
	<i>Bauhinia</i> sp.	-	li	-
	<i>Cassia bicapsularis</i> L.	PI	av	ane
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	TC	av	zoo
	<i>Inga vera</i> Willd.	PI	av	zoo
<b>Família</b>	<b>Nome científico</b>	<b>Grupo ecológico</b>	<b>Hábito</b>	<b>Síndrome de dispersão</b>

Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de wit	-	av	-
	<i>Lonchocarpus guillemineanus</i> (Tul.) Malme	PI	av	ane
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	PI	av	ane
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	PI	av	ane
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	PI	av	ane
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	TC	av	ane
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	PI	av	ane
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	PI	av	ane
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	PI	av	ane
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	PI	av	ane
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	PI	av	ane
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	PI	av	zoo
	<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	PI	av	zoo
	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	TC	av	zoo
Hippocrateaceae	<i>Pristimera andina</i> Miers	-	arb	-
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng) J.F. Macbr.	TC	av	zoo
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	TC	av	zoo
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	TC	av	zoo
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Hees	TC	av	zoo
	<i>Persea americana</i> Mill.	TC	av	zoo
Liliaceae	<i>Dracaena marginata</i> hort.	-	arb	-
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	PI	av	zoo
Malpighiaceae	<i>Dicella nucifera</i> Chodat.	-	li	-
	Malpighiaceae 1	-	li	-
	Malpighiaceae 2	-	li	-
	<i>Mascagnia divaricata</i> (Kunth) Nied.	-	li	-
	<i>Tetrapteryx multiglandulosa</i> A. Juss.	-	li	-
Malvaceae	<i>Abutilon ramiflorum</i> A. St.-Hil.	-	arb	-
	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	PI	av	au
	<i>Pavonia sepium</i> A. St.-Hil.	-	arb	-
	<i>Sida potentilloides</i> A. St.-Hil.	-	arb	-
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	TC	av	zoo
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	PI	av	ane
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	TC	av	zoo
	<i>Melia azedarach</i> L.	-	av	-
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	TC	av	zoo
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	TC	av	zoo
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	TC	av	zoo
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	PI	av	zoo
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	PI	av	zoo
	<i>Morus nigra</i> L.	-	av	-
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	PI	av	zoo
<b>Família</b>	<b>Nome científico</b>	<b>Grupo ecológico</b>	<b>Hábito</b>	<b>Síndrome de dispersão</b>

Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez.	PI	av	zoo
Myrtaceae	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O. Berg.	TC	av	zoo
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess) O. Berg	TC	av	zoo
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	TC	av	zoo
	<i>Eucalyptus</i> sp.	-	av	-
	<i>Eugenia bacopari</i> D. Legrand	TC	av	zoo
	<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.	TC	av	zoo
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	TC	av	zoo
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	TC	av	zoo
	<i>Myrciaria trunciflora</i> O. Berg	TC	av	zoo
	<i>Psidium guajava</i> L.	-	av	-
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	-	av	-
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	PI	av	ane
	<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lundell	TC	av	zoo
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	TC	av	zoo
	<i>Pisonia aculeata</i> L.	PI	av	zoo
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	-	av	-
Passifloraceae	<i>Passiflora alata</i> Curtis	-	li	-
	<i>Passiflora capsularis</i> L.	-	li	-
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	PI	av	ane
Pinaceae	<i>Pinus ellioti</i> Engelm.	-	av	-
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	-	arb	-
	<i>Piper amalago</i> L.	-	arb	-
	<i>Piper glabratum</i> Kunth	-	arb	-
	<i>Piper hispidum</i> Sw.	-	arb	-
Polygonaceae	<i>Ruprechtia apetala</i> Wedd.	PI	av	ane
	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	PI	av	ane
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	-	av	-
Rhamnaceae	<i>Gouania virgata</i> Reissek	-	li	-
	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	-	av	-
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	-	av	-
	<i>Potentilla indica</i> (Andrews) Th. Wolf	-	arb	-
	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	-	av	-
	<i>Prunus sellowi</i> Koehne	PI	av	zoo
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	-	av	-
	<i>Palicourea marcgravii</i> A. St.-Hil.			
Rubiaceae	<i>Randia nitida</i> (Kunth) DC.	PI	av	zoo
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	TC	av	ane
	<i>Citrus limonia</i> (L.) Osbeck	-	av	-
	<i>Citrus limettioides</i> Tanaka	-	av	-
	<i>Citrus reticulata</i> Blanco	-	av	-
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	-	av	-
	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	-	av	-
<b>Família</b>	<b>Nome científico</b>	<b>Grupo ecológico</b>	<b>Hábito</b>	<b>Síndrome de dispersão</b>
Rutaceae	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	PI	av	zoo

	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	PI	av	zoo
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	PI	av	zoo
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.			
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	PI	av	zoo
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	PI	av	zoo
	<i>Paullinia elegans</i> Cambess.	-	li	-
	<i>Paullinia meliifolia</i> Juss.	-	li	-
	<i>Serjania glabrata</i> Kunth	-	li	-
	<i>Thinouia mucronata</i> Radlk.	-	li	-
	<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	-	li	-
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	TC	av	zoo
Simaroubaceae	<i>Castela tweediei</i> Planch.	-	arb	-
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.	-	li	-
Solanaceae	<i>Capsicum baccatum</i> L.	-	arb	-
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	PI	av	zoo
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	-	arb	-
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	-	arb	-
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	-	arb	-
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	PI	av	zoo
	<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	-	arb	-
Tiliaceae	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	PI	av	ane
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	PI	av	ane
Ulmaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	PI	av	zoo
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	PI	av	zoo
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	-	arb	-
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	PI	av	ane
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	PI	av	zoo
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	TC	av	zoo
	<i>Petrea subserrata</i> Cham.	-	li	-
Violaceae	<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hill.) Hassl.	TC	av	au
-	Indeterminado 1	-	arb	-
-	Indeterminado 2	-	arb	-
-	Indeterminado 3	-	arb	-
-	Indeterminado 4	-	arb	-
-	Indeterminado 5	-	arb	-
-	Indeterminado 6	-	arb	-