

**BRAZ ANTONIO PEREIRA COSENZA**

**FUNÇÃO DE *CECROPIA HOLOLEUCA* (URTICACEAE) NUMA  
PAISAGEM FRAGMENTADA: ASSOCIAÇÃO COM MURIQUIS  
E O BIOCORREDOR BRIGADEIRO-CAPARÃO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para a obtenção do título de *Doctor Scientae*.

**VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2014**

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

T

C834f Cosenza, Braz Antonio Pereira, 1964-  
2014 Função de *Cecropia hololeuca* (Urticaceae) numa paisagem  
fragmentada : associação com muriquis e o biocorredor Brigadeiro-Caparaó  
/ Braz Antonio Pereira Cosenza. - Viçosa, MG, 2014.  
xii, 136f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Inclui bibliografia.

1. *Cecropia hololeuca*. 2. Fragmentação florestal. 3. *Brachyteles  
hypoxanthus*. 4. Comunidades vegetais. 5. Ecologia vegetal.  
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Biologia Vegetal.  
Programa de Pós-Graduação em Botânica. II. Título.

CDD 22. ed. 583.45

BRAZ ANTONIO PEREIRA COSENZA

FUNÇÃO DE *CECROPIA HOLOLEUCA* (URTICACEAE) NUMA  
PAISAGEM FRAGMENTADA: ASSOCIAÇÃO COM MURIQUIS  
E O BIOCORREDOR BRIGADEIRO-CAPARAÓ

Tese apresentada à Universidade Federal  
de Viçosa, como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em  
Botânica, para a obtenção do título de  
*Doctor Scientae*


APROVADA: 18 de fevereiro de 2014

  
Flávia Coelho Moroteiro Ferreira

  
Renato Neves Feio

  
Luiz Fernando Silva Magnago

  
Markus Gastauer

  
João Augusto Alves Meira Neto  
(Orientador)

## **DEDICATÓRIA**

A Deus pai, todo poderoso, por me amparar em todas minhas caminhadas e nos momentos que mais precisei de tranquilidade e serenidade.

Aos Espíritos de luz, que por tantas vezes me ampararam o me orientaram, em sempre fazer o justo e o certo.

Aos meus pais Boanerges Cosenza e Dirce Pereira Cosenza, por sempre, sempre, ter me apoiado nos meus sonhos e realizações na carreira de Professor e de Biólogo, e pelo amor silencioso, terno e incondicional.

Ao meu irmão Gustavo Pereira Cosenza e sua família pelo carinho em todos os momentos desta e de outras caminhadas.

Aos grandes e imensos amores de minha vida, Elisa, Eduardo e Bernardo. Meus "portos seguro", meu sustentáculo e meu amparo, sem vocês não conseguiria chegar aqui. Obrigado minha família, linda e maravilhosa que suportou tudo por mim, sou eternamente grato. A você Elisa, minha companheira, amiga e esposa, meu carinho especial, a vida seria muito dura e menos doce sem sua presença e seu amor terno, amo-te. Dudu e Bê, meu filhos maravilhosos, obrigado pela existência de vocês, sem os quais, a vida não teria menor sentido de existir para mim.

## AGRADECIMENTOS

A **Universidade Federal de Viçosa - UFV**, pelo acolhimento e pela oportunidade de propiciar as melhores condições para minha capacitação. Pelo seu corpo docente, um dos melhores deste país e em especial ao Programa de Pós-Graduação em Botânica.

À **Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais - FAPEMIG**, pela concessão da bolsa de Doutorado e por acreditar e investir na formação de recursos humanos e na pesquisa mineira e brasileira.

A **Universidade do Estado de Minas Gerais - UEMG**, "minha Universidade", por sempre ter dado todo apoio institucional e pessoal para minha formação tanto no Mestrado quanto agora no Doutorado.

Ao **Instituto Estadual de Floresta - IEF** pela cessão do Helicóptero Guará I e II para as missões de cobertura da área do "Biocorredor Brigadeiro-Caparaó".

Ao **PROMATA** pela cessão de toda base cartográfica e informações adicionais do Programa **PROMATA/KFW**.

Aos funcionários e chefia dos Parques Estadual da Serra do Brigadeiro e Parque Nacional do Caparaó, por todo apoio quando solicitado.

Ao **CORPOAER** da Polícia Militar de Minas Gerais, pela condução das missões das aeronaves do IEF, para a cobertura das áreas do Parque do Brigadeiro e Caparaó e da região objeto de estudo do Doutorado, o Biocorredor.

À **Fundação FAFILE** e a **FAVALE** por todo apoio necessário durante o Doutorado.

A **Secretaria de Estado de Educação - SEE** pela minha liberação para cursar durante todo o período do Doutorado.

Aos funcionários do Herbário VIC, do Horto, da Secretaria da Pós, do Laboratório de Ecologia, muito obrigado, vocês sempre solistas e prontos a ajudar. Celso ou "Celsão", você é o cara, nosso braço direito, obrigado pela cortesia, pela fala mansa e amiga, e principalmente pelos "cafés", estes, ajudaram sempre aquecer nossas conversas nos corredores do LEEP.

Ao Centro de Estudos da Biodiversidade – CEBio, por ter acolhido meus estagiários e minha equipe de trabalho, e por ter fornecido do aparato tecnológico.

Ao CECO – Centro de Estudos Ecológicos e Educação Ambiental, por ter sido meu amparo ambiental ao longo de 25 anos e pelo apoio na consecução de minhas pesquisas, em especial esta tese.

A Fundação Biodiversitas através da Bióloga Glaucia Drumond por todo o incentivo e disponibilização do Técnico em SIG, Cássio Soares na formatação de alguns mapas.

A equipe do “Projeto Montanha dos Muriquis” pela cessão dos dados e base cartográfica.

Aos professores Renato Neves, Flavia Cristina, Markus Gauster e Luiz Fernando Magnano, pelo aceite em participar da banca e pelas valorosas contribuições para a versão final da Tese.

Aos amigos da Pós, Jaquelina, Saporetti, Markus, Priscila, Glaucia, Carol, Nina, Fabio, Luiz, Zé Martins, Tinti, Livia, Valdinéa "Val", e muitos outros que sempre me acolheram e foram acolhidos.

Ao amigo de todas as horas, Angelo do DBV, que sempre com o "braço amigo" para nos ajudar e orientar em todos os procedimentos na Pós, meu muito obrigado.

Aos amigos, Thiago, Vivi, Cristiano, Tinti, Jaquelina, Michel, Gláucia, Marquinhos, Rogério, João Vitor, Luiz Fernando, Vitor, Lelê, Kívia, e tantos outros por toda a força e luz nos momentos mais difíceis, nas idas e vindas de Carangola a Viçosa, e principalmente por ter acreditado na minha proposta de trabalho e no meu esforço de chegar até o fim.

Ao grande profissional e amigo Renato Totti, pela execução de toda base de SIG e geração dos mapas que nortearam boa parte da Tese, e pela análise dos dados espaciais.

Aos amigos e professores Renato Neves Feio (UFV) e Fabiano Rodrigues Melo (UFG), pelos conselhos, troca de idéias e principalmente pela amizade sempre marcada pela sinceridade.

Aos meus alunos do Curso de Ciências Biológicas da UEMG de Carangola, pela força, e fazendo aquela velha pergunta "quando acaba o Doutorado" ou "Já defendeu professor!". Obrigado vocês foram com certeza um grande incentivo na melhora e na busca do aprendizado.

A todos os funcionários e colegas professores da FAVALE, hoje UEMG, pelo apoio incondicional em todo o período da realização da tese.

Aos amigos de Carangola, que sempre sofriram e alegravam-se comigo durante todos os momentos do Doutorado, nossa que luta.

Com muito respeito e carinho a todos os professores do DBV em especial a Andreza, Aristéia, Renata, Ana Cláudia, Wagner, Rosana (in memorian), e ao amigo de todas as horas Gilmar Valente.

**Ao meu grande mestre, amigo, orientador professor João Augusto Alves Meira Neto, pela jornada iniciada lá trás no Mestrado em 2003 e continuada até a data de hoje. Existem tantas palavras, mas tantas para agradecer a amizade, à orientação, a dedicação, ao conhecimento passado da forma mais humilde e gratuita por esse amigo do peito. Prof. João é daqueles acadêmicos, que não se apoderam do conhecimento para ti, ele simplesmente os reparti de forma igual e com bastante solidariedade. Repito aqui as palavras de Rubens Alves, que transcrevem muito bem o ato de ensinar do Prof. João Meira:**

**"Há escolas que são gaiolas e há escolas que são asas"**

**Obrigado grande mestre Prof. João, por sempre deixarem nossas asas crescerem, e nunca ceifá-las.**

**E lembrando, "UMA CRISE POR VEZ".**

## **BIOGRAFIA**

Braz Antonio Pereira Cosenza, filho de Boanerges Cosenza e Dirce Pereira Cosenza, nasceu no município de Carangola, Zona da Mata de Minas Gerais, em vinte e sete de julho de 1964.

Cursou o Ensino Fundamental e Médio na Escola Regina Pacis em Carangola.

Ingressou na Universidade Federal de Juiz de Fora, em 1985, no curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, tendo colado grau em dezembro de 1989.

No período de 1995 a 1997, cursou a Pós-Graduação (Lato Sensu) no curso de Tópicos em Biociências pela UFJF.

Em 2003 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Botânica pela Universidade Federal de Viçosa, na linha de pesquisa Ecologia Funcional e Ecosistêmica, tendo defendido a Dissertação no dia 26 de março de 2003

Dando continuidade no mesmo programa de Pós-Graduação em Botânica e na mesma linha de pesquisa, ingressou em março de 2009, defendendo a tese em 18 de fevereiro de 2014.

Atualmente é Diretor e Professor nível VI-A da Universidade do Estado de Minas Gerais - UEMG, da Unidade de Carangola, MG.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xii
Introdução Geral.....	1
Referências bibliográficas.....	4
<b>CAPÍTULO I.....</b>	<b>9</b>
<b>A facilitação de <i>Cecropia hololeuca</i> (Urticaceae) e associação espacial com <i>Brachyteles hypoxanthus</i> (Primates - Atelidae).....</b>	<b>9</b>
<b>1.0 - Introdução.....</b>	<b>9</b>
<b>1.1 - Fragmentação.....</b>	<b>9</b>
<b>2.0 - Sucessão.....</b>	<b>11</b>
<b>2.1 - Inibição.....</b>	<b>12</b>
<b>2.2 - Nucleação.....</b>	<b>14</b>
<b>3.0 - Facilitação.....</b>	<b>15</b>
<b>3.1 - Terminologias das espécies e processos facilitadores.....</b>	<b>17</b>
<b>4.0 - A facilitação e os muriquis-do-norte (<i>Brachyteles hypoxanthus</i>).....</b>	<b>19</b>
<b>5.0 - Hipótese geral.....</b>	<b>19</b>
<b>6.0 - Material e Métodos.....</b>	<b>20</b>
<b>6.1 - Espécie estudada.....</b>	<b>20</b>
<b>6.2 - Área de estudo.....</b>	<b>21</b>
<b>6.3 - Digitalização dos pontos de ocorrência de <i>Cecropia hololeuca</i>... </b>	<b>23</b>
<b>6.4 - Índice Kappa para a digitalização de <i>Cecropia hololeuca</i>.....</b>	<b>24</b>
<b>6.5 - Padrão de distribuição espacial de <i>Cecropia hololeuca</i> na paisagem do "biocorredor" utilizando o índice de autocorrelação Morans I.....</b>	<b>26</b>
<b>7.0 - Resultados e Discussão.....</b>	<b>27</b>
<b>a) Copa de <i>Cecropia hololeuca</i>.....</b>	<b>28</b>
<b>b) Arquitetura de <i>Cecropia hololeuca</i>.....</b>	<b>31</b>
<b>c) Formigas X <i>Cecropia hololeuca</i>.....</b>	<b>33</b>
<b>d) <i>Cecropia hololeuca</i> como espécie nucleadora.....</b>	<b>33</b>
<b>8.0 - Conclusões.....</b>	<b>41</b>
<b>9.0 - Referências Bibliográficas.....</b>	<b>42</b>
<b>10.0- Anexo 1 - Memorial de cálculo para o Índice Kappa. ....</b>	<b>64</b>
RESUMO.....	66
ABSTRACT.....	68

<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>69</b>
<b>1.0 - O biocorredor Brigadeiro-Caparaó com <i>Cecropia hololeuca</i> (<i>Urticaceae</i>) como espécie-chave.....</b>	<b>69</b>
<b>2.0 - Teorias biogeográficas e corredores.....</b>	<b>71</b>
<b>3.0 - Dinâmica de metapopulações.....</b>	<b>72</b>
<b>4.0 - A estrutura da paisagem.....</b>	<b>72</b>
<b>4.1 - Elementos da paisagem: matriz e fragmento.....</b>	<b>73</b>
a) Matriz.....	73
b) Fragmento.....	74
<b>4.2 - Conectividade da paisagem.....</b>	<b>75</b>
<b>5.0 - Corredor ecológico: Concepções.....</b>	<b>76</b>
5.1 - Funcionalidade dos corredores.....	78
5.2 - SIG e corredores.....	79
<b>6.0 - Os Corredores ecológicos na Mata Atlântica.....</b>	<b>80</b>
<b>7.0 - Objetivo Geral.....</b>	<b>81</b>
<b>8.0 - Material e Métodos.....</b>	<b>82</b>
8.1 - Caracterização da área do bio-corredor.....	82
8.1.1 - Clima.....	82
8.1.2 - Vegetação.....	82
8.1.3 - Geomorfologia.....	83
8.1.4 - Geologia.....	83
8.1.5 - Solos.....	83
8.1.6 - Drenagem.....	83
8.1.7 Matriz e principais atividades econômicas.....	84
<b>9.0 - Unidades de Conservação.....</b>	<b>84</b>
9.1 - Parque Nacional do Caparaó - PNC.....	84
9.2 - Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB.....	85
<b>10.0 - Metodologia de demarcação do biocorredor Brigadeiro-Caparaó a partir da distribuição espacial de <i>Cecropia hololeuca</i>.....</b>	<b>86</b>
10.1- Coleta de dados.....	87
10.2 - Digitalização dos pontos de ocorrência de <i>C. hololeuca</i> .....	87
10.3 - Obtenção de dados de campo de pontos georreferenciados de <i>Cecropia hololeuca</i> .....	88
10.4 - Índice Kappa para a digitalização de <i>Cecropia hololeuca</i> .....	89
10.5 - Índices de densidade Kernel.....	91

10.6- Índice ou lógica de Fuzzy.....	91
10.7 - Análise para geração do melhor caminho.....	92
11.0 - Resultados e Discussão.....	93
11.1 - Índice de densidade Kernel na construção do biocorredor.....	94
11.2 - Caracterização dos blocos de <i>Cecropia hololeuca</i> no biocorredor.....	95
1) Bloco Serra do Brigadeiro norte.....	95
2 ) Bloco Serra do Grumarim .....	96
3) Bloco Vale do Carangola.....	97
4) Bloco Parque Nacional do Caparaó-Sul/MG.....	98
11.4 - Análise do melhor caminho para geração do biocorredor.....	101
12.0 - Características do biocorredor Brigadeiro-Caparaó.....	103
12.1 - Características gerais do biocorredor funcional Brigadeiro Caparaó.....	103
12.2 - Uso e ocupação do solo na paisagem no biocorredor Brigadeiro-Caparaó.....	103
13.0 - Concepção do biocorredor Brigadeiro-Caparaó.....	108
14.0 - O Corredor PROMATA/IEF.....	110
15.0 -A importância do biocorredor Brigadeiro-Caparaó para Conservaçã da Biodiversidade.....	116
16.0 - Conclusões.....	118
17.0 - Referências Bibliográficas.....	119
18.0 - Anexo 2 :Tabela – Especificações técnicas gerais dos satélites do sistema RapidEye, ao passar verificação de assinatura espectral de <i>C. hololeuca</i> .....	135
19.0 - Conclusões gerais.....	136

## RESUMO

**COSENZA**, Braz Antonio Pereira, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2014. **Função de *Cecropia hololeuca* (urticaceae) numa paisagem fragmentada: associação com muriquis e o biocorredor Brigadeiro-Caparaó.** Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.

A fragmentação florestal é considerada a ameaça contemporânea mais importante à conservação da biodiversidade. A literatura tem mostrado que o papel das espécies pioneiras como facilitadoras para a reconstrução de ambientes naturais é muito importante pelas suas características de criar condições para estabelecimento das espécies nativas clímax. Espécies arbóreas pioneiras ao ocuparem áreas de pastagens perturbadas com solos empobrecidos geram pequenos agregados de outras espécies ao seu redor e representam focos de recrutamento de sementes por atraírem animais dispersores, oferecendo-lhes poleiros, frutos, sombra e locais de nidificação, acelerando assim o processo de sucessão, dessa forma atuando como espécies nucleadoras e facilitadoras da sucessão. *Cecropia hololeuca* é uma espécie pioneira em sucessão secundária e é potencialmente uma espécie facilitadora. Para investigar a hipótese de que *Cecropia hololeuca* apresenta padrão agregado nas comunidades florestais secundárias da paisagem e está associada espacialmente ao muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), e demonstrar sua função nucleadora e facilitadora, foi avaliado seu padrão de distribuição espacial, através de imagens de satélite Rapid Eye, e análises espaciais geradas a partir de dados do Índice de Moran's I, correlacionadas com metadados de levantamentos de ocorrência de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB. *Cecropia hololeuca* apresentou padrão agregado de distribuição espacial segundo o Índice de Moran's I ( $I = 0,74$ ), em área de sobreposição de forrageamento de *Brachyteles hypoxanthus* na região norte do PESB. Confirmando a hipótese de que *Cecropia hololeuca* possui distribuição agregada em uma comunidade florestal secundária de Mata Atlântica e que sua distribuição espacial está sobreposta à ocorrência de *Brachyteles hypoxanthus*, espécie de primata associado à estrutura florestal regenerada por facilitação. Essa confirmação demonstra o caráter facilitador de *Cecropia hololeuca*. Contudo, além de confirmar a facilitação promovida por *Cecropia hololeuca*, evidencia-se a enorme importância dessa espécie nos processos interativos da Mata Atlântica.

## ABSTRACT

**COSENZA**, Braz Antonio Pereira, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, february, 2014. **Function *Cecropia hololeuca* (Urticaceae) in a fragmented landscape: association with spider monkeys and biocorredor Brigadeiro- Caparaó.** Adviser : João Augusto Alves Meira Neto.

The fragmentation, forest is considered the most important contemporary threat to biodiversity conservation. The literature has shown that the role of pioneer species as facilitators for the reconstruction of natural environments is very important because of their characteristics to create the conditions for the occurrence of climax native species. Pioneer tree species to occupy areas with poor soils disturbed pastures generate small aggregates of other species around them and represent represent foci of recruitment seed for attracting animals seed dispersers, offering them perches, fruit, shade and nesting sites, thus speeding, the succession process thus acting as nucleation and facilitate successional species. *Cecropia hololeuca* is a pioneer species in secondary succession and is potentially a facilitative species. To investigate the hypothesis *Cecropia hololeuca* has an aggregated pattern in secondary forest communities of the countryside and is spatially associated with the miqui northern (*Brachyteles hypoxanthus*), and demonstrate their function and facilitating nucleation. evaluated their spatial distribution pattern through Rapid Eye satellite images, and spatial analysis of data generated from the Moran's I index, correlated with metadata surveys occurrence of miquis northern (*Brachyteles hypoxanthus*) in the Serra do Brigadeiro State Park. The results for the spatial analysis of *Cecropia hololeuca* was aggregate pattern in the Index of Moran's I ( $I = 0.74$ ), in overlapping area of foraging *Brachyteles hypoxanthus* in the northern region of the Serra do Brigadeiro State Park. Confirming the hypothesis that *Cecropia hololeuca* has aggregated distribution in a secondary forest community of Atlantic Forest and its spatial distribution is correlated with the occurrence of *Brachyteles hypoxanthus*. primate species associated with forest structure regenerated by facilitation. This confirmation demonstrates the character of *Cecropia hololeuca* facilitator. However, in addition to confirming the facilitation promoted by *Cecropia hololeuca*. However, addition to confirming the facilitation promoted by *Cecropia hololeuca*, evidences the enormous importance of this species in the interactive processes of the Atlantic Forest.

## **Introdução Geral**

As florestas tropicais contêm mais do que 60% de todas as espécies conhecidas, apesar de cobrir apenas 7% da superfície da terra (Dirzo, 2003), e podem ser considerados como mosaicos de vegetação de diferentes idades, implementados por diferentes condições, e são influenciadas por distúrbios naturais e de natureza antropogênica (Martínez-Ramos et al., 1989). A concentração da diversidade nas florestas tropicais confere a estes ecossistemas particular importância para manutenção da biodiversidade global, mas também apresenta desafios significativos para a ecologia e a biologia da conservação (Lomolino, 2004). Estudos a longo prazo sobre mudanças temporais em comunidades tropicais são imprescindíveis para permitir a separação entre processos dinâmicos naturais e mudanças resultantes de influências antrópicas (Konrnieg & Baslev, 1994).

A perda de habitat é uma ameaça significativa para a biodiversidade e em muitos outros processos ecológicos (Andrén 1994; Bender et al, 1998; Fahrig 1998, 2003). Os distúrbios humanos são importantes fatores nas alterações ambientais, uma ameaça para a biodiversidade (Gardner, 2009), interações entre espécies e processos ecossistêmicos nas áreas florestais (Steffan-Dewenter, 2007). Dois efeitos importantes da ação antrópica são o desmatamento e a fragmentação florestal em grandes escalas (Morris, 2010) e o corte seletivo em pequenas escalas espaciais (Hill, 2004). A fragmentação de habitat é um dos principais problemas que afetam regiões cobertas por vegetação nativa e a manutenção de espécies silvestres (Whitmore, 1997), deixando os remanescentes florestais inseridos em uma matriz de áreas urbanas e de agropecuária (Chiarello, 2000).

A implementação de corredores ecológicos é considerada uma ferramenta de conservação valiosa (Beier, 1993) por promover a capacidade dos indivíduos se dispersarem entre os fragmentos (Hess, 2001) mitigando os efeitos deletérios da estocasticidade demográfica e ambiental (Brow, 1997; Hilty, 2006) e ainda permitir a dinâmica do fluxo gênico da população (Baum et al., 2004). Segundo Zeller et al., (2011) promover a conectividade é um fator-chave para sobrevivência a longo prazo de uma variedade de espécies em áreas fragmentadas, no entanto, projetar corredores constitui um desafio, devido à ausência de exemplos metodológicos encontrados na literatura e aplicáveis em campo.

A partir da análise da paisagem o estabelecimento de corredores ecológicos, conectando fragmentos, possibilitaria tanto o fluxo gênico, como maior

chegada de propágulos a estes locais, o que significa maior biodiversidade. Daí a importância da utilização de espécies e de material genético das áreas de vegetação próximas, pois objetiva-se reconstituir a paisagem original e aumentar a possibilidade de troca entre fragmentos (Rogalski, 2003).

Segundo Bechara (2006) a teoria sucessional é fundamental para o entendimento da dinâmica de comunidades naturais e também daquelas que foram antropizadas. A sucessão parte do pressuposto que a comunidade evolui como resultado de interações entre as espécies, envolvendo os processos de facilitação, inibição e tolerância, além da modificação do ambiente, resultando, assim, em um ambiente mais próximo do ecossistema natural (Connell & Slatyer, 1977). Como a sucessão ocorre de forma lenta e, visto que muitos ambientes após perturbação não possuem uma condição adequada para se recuperarem sem intervenção, faz-se necessário o incremento de espécies, seja pelo plantio de mudas nativas, com o uso direto de sementes, ou por técnicas criadas visando acelerar os processos sucessionais, como, por exemplo, a facilitação/nucleação (Reis et al. 2003).

No modelo ecológico de facilitação, as espécies de estágios sucessionais iniciais (pioneiras) alteram as condições ou viabilizam recursos em um habitat, o que permite o estabelecimento de outras espécies (Connell & Slatyer, 1977). As plantas facilitadoras são de extrema importância para o sucesso de um ecossistema, podendo ser vitais em ambientes muito degradados (Padilla & Pugnaire, 2006), pois possuem o papel de proporcionar locais para animais pousarem e forragearem suas presas, tais como aves e morcegos (Reis et al., 2003), atraindo assim propágulos para estas áreas e ainda contribuem para o crescimento (nucleação) de outros indivíduos embaixo de suas copas (Holl et al., 1999; Padilla & Pugnaire, 2006).

Plantas lenhosas pioneiras podem representar focos de recrutamento de sementes por atraírem animais dispersores de sementes, oferecendo-lhes poleiros, frutos, sombra e locais de nidificação (Campos, 2011). Algumas espécies de plantas lenhosas pioneiras, após colonizarem a área, promovem alterações no ambiente sob suas copas, disponibilizando condições favoráveis para a germinação e crescimento de novos indivíduos (Aide et al., 1995; Holl et al., 1999; Holl, 2002). O recrutamento, estabelecimento e crescimento de plantas lenhosas no entorno dos focos de recrutamento formam ilhas de espécies arbóreas que, gradualmente, expandem-se e se ligam, constituindo um dossel florestal contínuo (Yarranton & Morrison, 1974).

*Cecropia* Miq. (Urticaceae) é um dos gêneros característicos da região Neotropical (Berg, 1978) e inclui árvores de crescimento rápido muito comuns em vegetações secundárias e com grande potencial nucleador (Carpanezzi, 2006). Numa localidade onde a vegetação está passando por um processo de sucessão, as espécies de *Cecropia* podem ser as mais comuns (Charles-Dominique, 1986, Medellín & Gaona, 1999). Uma de suas características é a necessidade de taxa elevada de luminosidade para germinar (Godoi & Takaki, 2005). Os gêneros *Cecropia* e *Ficus* estão entre as principais plantas pioneiras dispersadas por aves e mamíferos da região Neotropical (Lobova et al., 2003) e seus frutos são explorados por diferentes espécies de vertebrados (Charles-Dominique, 1986). Strier (1991) e Fávoro et al. (em prep.), citam o uso de frutos e folhas de *Cecropia* spp. na alimentação de *B. hypoxanthus*.

O miqui é o maior primata Neotropical, maior mamífero endêmico da Mata Atlântica e do Brasil. Atualmente, duas espécies são reconhecidas, o miqui-do-sul, *Brachyteles arachnoides*, presente nos estados do Paraná, São Paulo, e Rio de Janeiro e o miqui-do-norte, *B. hypoxanthus*, habitando os estados do Espírito Santo, Minas Gerais e Bahia (Boubli et al., 2005). Estes primatas habitam as copas das árvores, local por onde se deslocam usando suas mãos alongadas e cauda preênsil para agarrar galhos ao saltarem, especializações estas relacionadas a seu hábito frugívoro, característico dos primatas da família Atelidae (Strier, 1986; Rosenberger & Strier, 1989).

O papel desempenhado por aspectos estruturais do habitat como determinante nas densidades de miquis, aponta a importância de indivíduos arbóreos de grande porte como oferta de recursos, escape à predação e segurança durante a locomoção e descanso (Lemos de Sá & Strier, 1992), sendo que aspectos estruturais do habitat atuam em sinergia com a composição florística desses recursos como determinantes da capacidade de suporte das florestas com ocorrência de miquis (Silva Junior et al., 2009), uma das potenciais razões pela qual os miquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) encontram taxas elevadas de crescimento populacional nas florestas da Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala, RPPN-FMA, é que são oportunistas em sua dieta, alimentando-se de folhas de espécies pioneiras do gênero *Miconia* spp e de *Cecropia* spp (Strier & Boubli, 2006). Segundo Robinson e Ramirez (1981) a existência de áreas florestais heterogêneas, com trechos de floresta primária e secundária, também pode contribuir para um aumento na densidade, não apenas dos miquis, mas de uma série de outros animais.

Sabendo que o processo de sucessão natural pode atuar como um mecanismo de manutenção da diversidade de espécies e assegurar, assim, a sobrevivência e reprodução de inúmeras plantas e animais nos ecossistemas (Hartshorn, 1980; Terborgh, 1992), além da conectividade entre fragmentos florestais, este trabalho teve como objetivo demonstrar a função facilitadora de *Cecropia hololeuca* através do processo de nucleação como fator causal das florestas secundárias na paisagem na região norte do Parque do Estadual do Brigadeiro - PESB, e propor um corredor ecológico, com baixo custo de implantação, indicado por "espécie chave", criando assim uma condição fundamental para a conectividade entre fragmentos em paisagens de Mata Atlântica na região leste de Minas Gerais, entre os Parques Estadual da Serra do Brigadeiro e o Parque Nacional do Caparaó.

### **Referências bibliográficas**

- Aide, T.M. & Cavelier, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the sierra nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2(4): 219-229.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- Baum, K. A., Haynes, K. J., Dilleuth, F. P., & Cronin, J. T. (2004). The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85(10), 2671-2676.
- Bechara, F. C. 2006. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Florestal Estacional Semidecidual, cerrado e restinga.
- Beier P, Noss R 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv Biol* 7: 94–108.
- Beier, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology*, 7(1), 94-108.

Bender, D.J., Contreras, T.A. & Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79, 517–529.

Boubli, J. P., Tokuda, M., Possamai, C., Fidelis, J., Guedes, D., & Strier, K. B. 2005. Dinâmica intergrupala de muriquis-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus*, na Estação Biológica de Caratinga, MG: o comportamento de uma unidade de machos (all male band) no vale do Jaó. In *Livro de Resumos XI Congresso Brasileiro de Primatologia* (Vol. 41).

Brown JH, Kodric-Brown A 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445–449.

Campos, R. P. 2011. Espécies lenhosas pioneiras apresentam diferentes potenciais de facilitação da regeneração natural em pastagens abandonadas?.

Carpanezzi, A. A., & Carpanezzi, O. T. B. 2006. Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná: em solos não degradados.

Charles-Dominique, P. 1986. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guiana. In: Estrada, A. & Fleming, T.H. (Eds.), *Frugivores and seed dispersal*. W. Junk Publishers, Dordrecht, p.119-136.

Chiarello, A. G. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 11(12), 229-247.

Connell, J. H., and R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119– 1144.

Dirzo R, Raven PH 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 137–167.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487–515.

Fahrig L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecol. Model.* 105:273–92

Gardner T A, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harvey CA, et al. (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol Lett* 12: 561–582.

Godoi, S. & Takaki, M. 2004. Effects of light and temperature on seed germination in *Cecropia hololeuca* Miq. (Cecropiaceae). *Brasilian Archives of Biology and Technology* 47:185-191.

Hartshorn, G. S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica (USA)*.

Hess G R, Fischer R A 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape Urban Plan* 55: 195–208.

Hilty JA, Lidicker Jr WZ, Merenlender AM 2006. *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington.

Hill J K, Hamer K C 2004. Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. *J Appl Ecol* 41: 744–754.

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

Holl, K.D., 2002. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology* 39, 960–970

Lemos de S B, R. M.; Strier, K.B 1992 A preliminary comparison of forest structure and use by two isolated groups of woolly spider monkeys, (*Brachyteles aruchnoides*). *BIOTROPICA*. 24(3):455-459

Lobova, T.A.; Mori, S.A.; Blanchard, F.; Peckham, H. & Charles-Dominique, P. 2003. *Cecropia* as a food resource for bats in French Guiana and the significance

of fruit structure in seed dispersal and longevity. *American Journal of Botany*, 90(3):388-403.

Lomolino M 2004. Conservation biogeography. In: Lomolino M, Heaney L, editors. *Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates. 293–296.

Korning, J., & Balslev, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 151-166.

Martinez-Ramos, M., Alvarez-Buylla, E., & Sarukhan, J. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology*, 70(3), 555-558.

Medellin, R. A., & Gaona, O. 1999.. Seed Dispersal by Bats and Birds in Forest and Disturbed Habitats of Chiapas, Mexico1. *Biotropica*, 31(3), 478-485.

Morris RJ 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 365: 3709–3718.

Padilla, F. M.; Pugnaire, F. I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.4, n.4, p.196-202,

Reis, A.; Bechara, F.C.; Espindola, M.B.; Vieira, N.K.; Souza, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 1 (1), p. 28-36, 85-92.

ROBINSON, J. G., AND J. RAMIREZ. 1981. Conservation biology of Neotropical primates. In M. A. Mares and H. H. Genoways (Eds.). *Mammalian biology in South America*, pp. 329–344. Special publication series, University of Pittsburgh, Pittsburgh, Pennsylvania

Rogalski, J. M., Berkenbrock, I. S., Reis, A., & Reis, M. S. 2003. Sucessão e manutenção da diversidade biológica e da variabilidade genética: ferramentas

básicas para a restauração ambiental. *SEMINÁRIO NACIONAL DE DEGRADAÇÃO E RECUPERAÇÃO AMBIENTAL*, 1.

Rosenberger, A. L., & Strier, K. B. 1989. Adaptive radiation of the ateline primates. *Journal of Human Evolution*, 18(7), 717-750.

Silva Junior, Wilson Marcelo da; Alves Meira-Neto, João & da Silva Carmo, Flávia ; Rodrigues de Melo, Fabiano; Santana Moreira, Leandro ; Ferreira Barbosa, Elaine ; Dias, Luiz Gustavo ; da Silva Peres, Carlos Augusto . 2009 . Habitat Quality of the Woolly Spider Monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). *Folia Primatologica* (Online), v. 80, p. 295-308.

Steffan-Dewenter I, Kessler M, Barkmann J, Bos MM, Buchori D, et al. 2007. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *Proc Natl Acad Sci USA* 104: 4973–4978.

Strier, K. B., & Boubli, J. P. 2006. A history of long-term research and conservation of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA. *Primate Conservation*, 53-63.

Strier, K. B. e Fonseca, G. A. B. da. 1996/1997. The endangered muriqui in Brazil's Atlantic forest. *Primate Conserv.* (17): 131–137.

Strier, K. B., 1991. Diet in one group of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *American Journal of Primatology*, 23: 113-126.

Terborgh, J. (1992). *Diversity and the tropical rain forest*. Scientific American Library.

Yarranton, G. A, and R. G. Morrison. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62: 417–428.

Zeller, K. 2007. Jaguars in the new millennium data set update: the state of the jaguar in 2006. *Wildlife Conservation Society, New York*.

Whitmore, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pp. 3-14. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard, Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago

## CAPÍTULO I

### **A facilitação de *Cecropia hololeuca* (Urticaceae) e associação espacial com *Brachyteles hypoxanthus* (Primates - Atelidae)**

#### **1.0- Introdução**

##### **1.1 - Fragmentação**

A fragmentação pode ser definida como um processo onde uma área contínua de habitat é reduzida em tamanhos, e é dividida em dois ou mais fragmentos separados por uma matriz com ambientes diferente da área original (Wilcove, et al. 1986). Tanto a fragmentação como a perda de habitat é, freqüentemente, identificadas como as maiores causas da perda de biodiversidade (Bailey, 2006; Mittermeier et al., 2005), uma dos fatores causais da extinção de espécies (D'Eon et al., 2002) e se tornou a forma mais generalizada e evidente de distúrbio antrópico nas paisagens das florestas tropicais (Laurance & Peres, 2006).

Segundo Pereira et al. (2012), a alteração e degradação de habitat são atualmente os principais fatores degradadores da biodiversidade mundial e nem todas as espécies respondem igualmente à mudanças de habitat. Quando a floresta é convertida à agricultura e pastagens, algumas espécies podem aumentar em abundância, enquanto outras espécies, particularmente especialistas de habitats podem diminuir ou até mesmo ser extintas. A importância atual da perda e fragmentação do habitat é evidente a partir da análise da Lista Vermelha da IUCN (2010) de espécies ameaçadas identificado como principal ameaça atual para os anfíbios, mamíferos, e aves. De acordo com dados da IUCN (2010), aproximadamente 12% das espécies de aves, 23% das espécies de mamíferos, 32% das espécies de anfíbios e cerca de 50% de todas as plantas estão atualmente ameaçados de extinção.

O declínio no tamanho e o incremento do isolamento dos fragmentos afetam a persistência de muitas espécies nos habitats remanescentes (MacArthur & Wilson, 1967) documentada em sucessivos estudos (Rukke 2000; Tischendorf et al., 2003). A fragmentação de habitat é um dos principais problemas que afetam a vegetação nativa e a persistência de espécies silvestres (Whitmore, 1997), e onde ainda há florestas, os remanescentes ficam inseridos em um agro-mosaico de áreas com várias formas de uso.

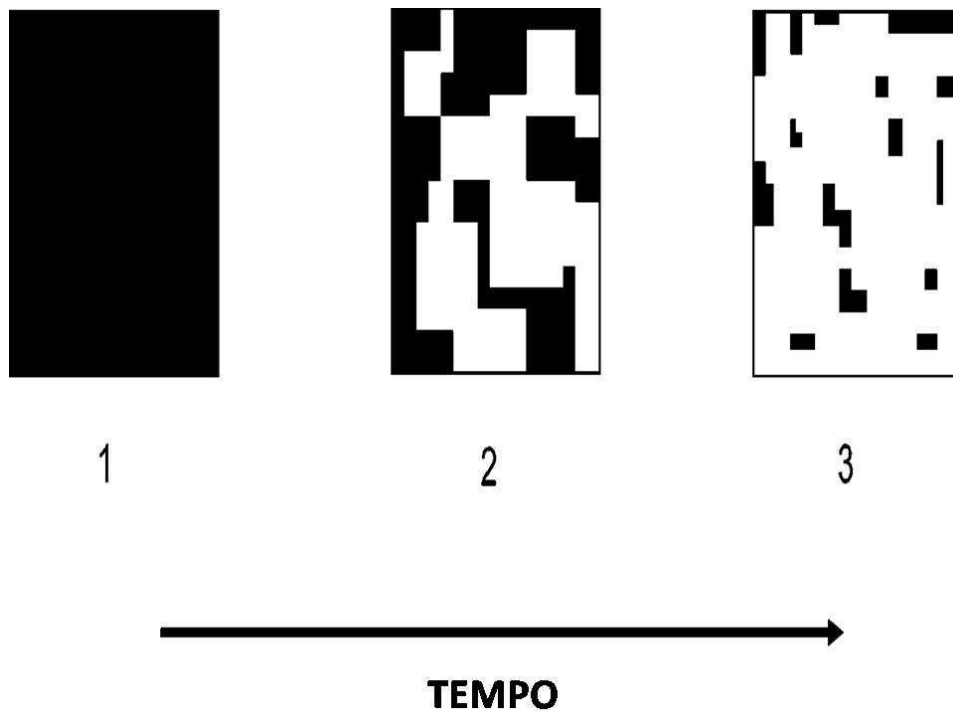
A principal causa da perda da Biodiversidade é a destruição dos habitats naturais decorrentes das atividades humanas (Dirzo & Raven, 2003, Sodhi et al.,

2009), e que tem atuado em diferentes escalas, levando diversas espécies à extinção (Cardillo et al., 2008; Loyola et al., 2009), a expansão populacional e econômica humana transformou áreas contínuas de florestas em um mosaico formado por manchas isoladas de remanescentes das florestas originais (Fernandez, 2004 )

As áreas de florestas tropicais detêm altos níveis de biodiversidade. No Equador, Peru, Indonésia e Malásia, existem mais de 1.100 espécies lenhosas em poucas dezenas de hectares (Center for Tropical Forest Science, 2008). No Brasil, existem entre 45.000 e 60.000 espécies vasculares, de 15 a 20% de toda a flora mundial (Shepherd, 2000). A Floresta Atlântica e o Cerrado são considerados como um dos mais importantes hotspots da biodiversidade mundial, devido à sua elevada riqueza (cerca de 20.000 espécies) e ao seu alto nível de endemismo e de ameaças (Myers et al., 2000).

Na região Neotropical a riqueza de espécies, de formas de vida e de interações biológicas é tão grande, que por vezes pequenas áreas possuem diversidade comparável a vastas áreas temperadas e boreais. A flora neotropical é uma das mais ricas, estima-se 90.000 espécies (Gentry, 1982), entre 22.000 espécies arbóreas (Center for Tropical Forest Science, 2008), 29.000 espécies epífitas (Gentry & Dodson, 1987) e 9.000 espécies de lianas (Gentry, 1991) sendo particularmente importantes as espécies endêmicas (Mittermeier et al., 2000, 2005; Kier et al., 2009; Brooks et al., 2004).

Aproximadamente 30% da área terrestre mundial ainda possuem florestas, e mais de um terço de todas estas florestas são consideradas primárias, mas 60.000 km<sup>2</sup> destas áreas são perdidas ou modificadas a cada ano (FAO, 2006). Globalmente, a perda anual de todos tipos de cobertura florestal foi de cerca de 130 mil km<sup>2</sup> entre 2000 e 2005, quase a metade do que foi compensado por atividades como, reflorestamento e revegetação (FAO, 2006), no entanto, é indiscutível que o desmatamento e a fragmentação (Figura 1) ameaçam as florestas e diversidade biológica em todo o mundo, e compromete o fornecimento contínuo dos serviços dos ecossistêmicos (Brook et al., 2003; FAO, 2006; Fearnside, 2006).



**Figura 1:** O processo de fragmentação do habitat, onde uma grande extensão de habitat é transformado em um número de pequenos fragmentos isolados, a partir de uma matriz de habitats contrário a área original (Wilcove et al., 1986). Áreas pretas representam habitat e as áreas brancas representam a matriz. (Adaptado Fahrig, 2003)

## 2.0 - Sucessão

A teoria sucessional assumi que a comunidade evolui como resultado de interações entre as espécies, envolvendo os processos de facilitação, inibição e tolerância, além da modificação do ambiente, resultando, assim, em um ambiente mais semelhante ao do ecossistema natural (Connel & Slatyer, 1977).

Segundo Aide & Cavelier (1994) em áreas tropicais da America do Sul, após o corte raso da floresta o uso de solo mais comum inclui a rotatividade de cultivos agrosilvapastoris, estas atividades influenciam a regeneração subsequente da floresta, principalmente por diminuir o nível de matéria orgânica, biomassa e de nutrientes do solo e ainda por reduzir a dispersão de sementes e o recrutamento de espécies florestais (Duncan & Chapman, 1999).

Os processos de restauração de terras degradadas (Rodrigues et al., 2000; Rodrigues et al., 2009), podem influenciar a organização e diversidade de comunidades vegetais, e portanto devem ser mais apurados (Barbosa & Pizo, 2006). Fatores relacionados a interações de competição entre árvores pioneiras isoladas e gramíneas (Guariguata et al., 1997; Sun & Dickinson, 1996) e interações de facilitação entre lenhosas pioneiras e as espécies subseqüentes na

sucessão florestal (Brown & Lugo, 1994; Vieira et al., 1994; Parrotta et al., 1997) são essências para continuidade e entendimento do processo sucessional sendo, pelo menos, tão importantes quanto as interações negativas na reorganização florestal de ambientes degradados (Callaway, 1995; Bruno et al., 2003), principalmente em estádios iniciais da regeneração (Connell & Slatyer, 1977).

Nos trópicos, devido à complexidade estrutural das comunidades e ao uso intensivo do solo, vários fatores dificultam a sucessão florestal em pastagens abandonadas, principalmente a baixa dispersão de sementes, alta predação de sementes e plântulas, competição com gramíneas e falta de nutrientes do solo dificultando o papel das espécies lenhosas pioneiras no processo de dinâmica sucessional (Holl, 2002). Espécies arbóreas pioneiras ao ocuparem áreas de pastagens perturbadas com solos empobrecidos geram pequenos núcleos vegetacionais de outras espécies ao seu redor, acelerando, assim, o processo de sucessão (Yarranton & Morrison, 1974).

## **2.1 - Inibição**

O estresse físico das plantas e a competição estão entre os principais mecanismos que determinarão o curso da sucessão (Connell & Slatyer, 1977), onde foram propostos os modelos ou processos de sucessão. O modelo, denominado inibição, prevê que espécies iniciais colonizadoras não apresentem a mesma história de vida das espécies de ocorrência na área, inibem o estabelecimento das espécies subsequentes, retardando em muito o processo de ocorrência das espécies originais.

Populações de bambus dominam grandes porções de florestas tropicais. A Amazônia ocidental, possui 180.000 km<sup>2</sup> de florestas dominadas por bambus (Nelson, 1994). O bambu provoca uma diminuição da área basal da floresta, da densidade, biomassa e riqueza de espécies (Tabarelli & Mantovani, 1999). A mortalidade de árvores é maior em florestas com forte dominância por bambus (Griscom & Ashton, 2006), com ciclo de vida diferente da maioria das espécies vegetais perenes (Young, 1991), os bambus são geralmente adaptados a dominar áreas perturbadas (Burman & Filgueiras, 1993) alterando a dinâmica das populações e a estrutura da comunidade invadida (Veblen, 1982), proporcionando microhabitats preferenciais para os predadores de sementes, como pequenos mamíferos e prejudiciais às plântulas de árvores (Griscome & Ashton, 2006). Tais processos, em conjunto com os distúrbios da floresta (naturais ou antrópicos), permitem a regeneração permanente e expansão de "stands" de bambus,

podendo levar a grandes extensões de florestas dominadas por essa espécie, como ocorre no sudoeste da Amazônia, onde grandes áreas de floresta são dominadas por *Guadua weberbaueri* e *G. sarcocarpa* (Nelson, 1994; Griscom & Ashton, 2003), e áreas na Serra do Mar e da Mantiqueira.

Maack (1968) observou a abundância das taquaras (*Merostachys multiramea*) nas florestas paranaenses, sendo os gêneros *Chusquea* e *Merostachys* os mais freqüentes. No Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, grandes clareiras formadas por aglomerados de bambus (*Chusquea capitata*) tem uma forte influência sobre o sub-bosque florestal, causando perturbações nas copas das árvores, devido a sua plasticidade arquitetônica e a sua propagação clonal tornando-os eficientes colonizadores, que rapidamente se expandem ocupando novas áreas, persistindo por períodos prolongados e competindo com outras espécies lenhosas por recursos, sendo a regeneração natural, suprimida (Figura 2).



**Figura 2** : Grandes áreas dominadas por bambus (*Merostachys sp.*) na região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, município de Araponga, Minas Gerais. (Foto: Braz Cosenza).

Segundo Tabarelli & Mantovani (2000), na floresta Atlântica Montana, os bambus e bambusóides podem ocupar o nicho das árvores e dos arbustos pioneiros, afetando a riqueza, distribuição e abundância local de espécies pioneiras e espécies tolerantes à sombra. Provavelmente espécies que demandem alta intensidade luminosa constituam o principal grupo afetado pelos

bambus (Tabarelli & Mantovani, 1997). Somente após o florescimento e morte do bambu *Merostachys multiramea*, as espécies pioneiras têm condições de estabelecimento, o que ocorre a cada dez anos (Smith et al., 1981).

Espécies como os primatas muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) são profundamente afetados, pois os bambus não fornecem um recurso alimentar a estes animais, e sua proliferação por meio de propagação vegetativa e ou reprodutiva inibe a sucessão secundária afetando a estrutura da floresta, importante para sobrevivência desta espécie ameaçada de extinção (Silva Junior et al., 2009).

Florestas muito alteradas podem ser “invadidas” por lianas (Whitmore, 1989; Tabanez & Viana, 2000), diminuindo sua produção de frutos (Kainer et al., 2006; Fonseca et al., 2009) e crescimento (Campanello et al., 2007). Segundo Putz (1984) de 43 a 47% das árvores com mais de 20 cm de DAP em Barro Colorado no Panamá estão infestadas por lianas, como 50% das árvores de uma floresta em Sarawak na Malásia (Putz & Chai, 1987). Morellato (1991) encontrou em um fragmento florestal de cerca de 200ha região de Campinas, 135 espécies de lianas e 130 espécies de árvores e arbustos. A abundância de lianas em locais particulares pode ser tão alta que se torna uma característica diagnóstico importante para diferenciar comunidades florestais, como as "matas de cipós" no sul da Amazônia (Projeto Radam Brasil, 1977).

A densidade de lianas decresce com o aumento da idade das florestas,, refletindo, entre outros aspectos, o aumento da altura do dossel e a diminuição da luminosidade disponível nos estratos inferiores (Dewalt et al., 2003). A arquitetura e o tamanho da árvore também podem dificultar a ocupação por lianas (Hegarty, 1991). Árvores maiores tendem a ter mais lianas (Homeier et al., 2010). Uma explicação é que essas árvores mais altas atingem o dossel da floresta e, portanto, recebem mais luz na copa (Malizia & Grau, 2006).

A ocupação por lianas é influenciada também pela altura do fuste ou o tamanho relativo do caule sem ramificações (Campbell & Newbery, 1993; Reddy & Parthasarathy, 2006),

## **2.2 - Nucleação**

A nucleação é um princípio sucessional na colonização natural de áreas em formação (Reis et al., 2003), é um dos processos mais facilmente observados em ecossistemas de vegetação aberta, como pastagens, onde há menor densidade de plantas e maior entrada de luz. No entanto, tais mecanismos

nucleadores podem ser extrapolados para ecossistemas de vegetação fechada, tais como florestas tropicais (Reis et al., 2003).

O uso de técnicas de nucleação acelera a sucessão natural através não só da produção vegetal, mas também pelo estímulo de interações interespecíficas decorrentes da ação de consumidores, predadores e decompositores (Reis & Kageyama, 2003). A presença de um indivíduo arbóreo isolado na paisagem é foco importante do processo de nucleação, capaz de promover mudanças no ambiente sob a copa, que aumentam a probabilidade de colonização por novas espécies, formando núcleo vegetacionais (Yarranton & Morrison, 1974).

A utilização de técnicas nucleadoras é capaz de proporcionar uma maior resiliência na sucessão secundária de áreas degradadas, e reproduzir ao máximo processos sucessionais naturais (Reis et al., 2003). Os fluxos biológicos provocados pelos métodos de nucleação tendem a ser dinâmicos no espaço e no tempo e acontecendo nos dois sentidos, facilitando o processo nucleador, e permitindo a conectividade do local a restaurar (Tres & Reis, 2009).

### **3.0 - Facilitação**

No processo de facilitação, as espécies de estágios sucessionais iniciais (pioneiras) alteram as condições ou viabilizam recursos em um habitat, o que permite o estabelecimento de outras espécies (Connell & Slatyer, 1977). Este processo é, particularmente, importante na sucessão primária, onde as condições são muito severas (Holmgren et al., 1997).

As plantas facilitadoras são vitais em ambientes muito degradados (Padilla & Pugnaire, 2006), proporcionando locais para animais pousarem e forragearem suas presas, como aves e morcegos (Reis et al., 2003), atraindo assim propágulos para a área. Além disso, essas espécies podem contribuir para o crescimento de outros indivíduos embaixo de suas copas formando núcleos de vegetação, que expandem-se e se ligam ao longo do tempo, constituindo um futuro dossel florestal contínuo (Yarranton & Morrison, 1974) proporcionando uma rede de interações entre a planta e outros componentes abióticos (Holl et al., 2002; Padilla & Pugnaire, 2006).

Algumas espécies de plantas lenhosas pioneiras, após colonizarem a áreas abertas, promovem alterações no ambiente sob suas copas, assegurando condições favoráveis para a germinação e crescimento de novos indivíduos (Holl, 2002) e ainda podem representar focos de recrutamento de sementes por

atraírem animais dispersores de sementes, oferecendo-lhes ainda poleiros, alimento, locais de nidificação e abrigo contra predadores (McDonnell & Stiles, 1983).

A nível local, uma árvore isolada modifica seu entorno pelo acúmulo de biomassa, fezes de animais e agentes presentes nas raízes, como os fungos micorrízicos (Reis et al., 2003; Eldridge & Freudenberger, 2005) pela diminuição da temperatura e aumento da umidade abaixo da copa, ambos como consequências da redução da incidência de luz direta no solo e pela interceptação da água da chuva (Callaway, 1995; Reis et al., 2003; Manning et al., 2006).

Em uma escala maior, as árvores isoladas aumentam a cobertura vegetal e promovem conectividade entre fragmentos, servindo como ponto de pouso e busca por alimento para aves e morcegos e pequenos mamíferos, favorecendo a dispersão de sementes (Galindo-González et al., 2000; Reis et al., 2003; Manning et al., 2006).

Outras interações de facilitação podem ser mais íntimas, como o papel dos polinizadores e dos dispersores que podem ser cruciais para a reprodução e dispersão de várias espécies de plantas, modificação do substrato, proteção contra herbívoros, concentração de propágulos (Callaway, 1995). É fundamental compreendermos como uma planta pode beneficiar outra (Brooker et al., 2008). Isso ocorre quando um indivíduo torna o ambiente mais favorável para outro, seja diretamente, como diminuição do estresse hídrico (Espeleta et al., 2004), sombreamento (Deckmyn et al., 2001), aumento da fertilidade do solo (Thorpe et al., 2006), ou indiretos, como a defesa contra herbívoros (Fidelis et al., 2009), aumento na visita por polinizadores ou dispersores (Kery et al., 2000; Duarte et al., 2006), removendo competidores ou dificultando a predação (Stachowicz, 2001). Interações indiretas também podem ocorrer através do reforço de uma interação positiva entre uma planta e um terceiro organismo. Esse é o caso de plantas que compartilham o mesmo polinizador (Juillet et al., 2007; Peter & Jonhson, 2008). Outros mecanismos indiretos incluem também o aumento na disponibilidade de nutrientes do solo proporcionados por espécies vizinhas associadas com micorrizas e bactérias fixadoras de nitrogênio (Shumway, 2000).

Espécies florestais colonizando campos abertos devem ser capazes de tolerar condições ambientais extremamente distintas das comumente encontradas nas florestas, como a alta variação de temperatura e umidade do solo, déficit de pressão de vapor atmosférico e a competição com gramíneas (Scholes & Archer, 1997; Sankaran et al., 2004). Nessas condições menos favoráveis, a facilitação se

torna uma interação crucial para o estabelecimento de muitas espécies (Bertness & Callaway, 1994; Brooker & Callaghan, 1998). No entanto, como a maioria dos estudos sobre os efeitos de facilitação foram conduzidos em áreas áridas, alpinas, ecossistemas andinos, savanas tropicais, ambientes salinos, tundras, pastagens e florestas temperadas (Holmgren et al., 1997; Brooker et al., 2008), pouco se sabe sobre os aspectos de facilitação atuando nas florestas neotropicais.

### 3.1 - Terminologias das espécies e processos facilitadores

Reis et al. (2003) e diversos autores, classificam as plantas facilitadoras de forma distintas na literatura.

a) Smythe (1986) utilizou o termo "**espécies-chave**" para aquelas espécies que modificam fortemente a composição de espécies e a aparência física do ambiente;

b) Franco & Nobel (1989), Castro et al. (2004) e Larrea-Alcázar et al. (2010) utilizaram o termo "**nurse plants**" (plantas berçário) para aquelas espécies vegetais que proporcionam mudanças nas características do microambiente. Essas mudanças beneficiam a sobrevivência e o crescimento de outras espécies sob a copa dessas por fatores abióticos como temperatura, umidade e condições do solo. As "nurse plants" podem exercer diferentes efeitos positivos em outras plantas, através da alteração favorável de luz, da temperatura, da umidade, dos nutrientes e da oxigenação do solo ou substrato, além de proteção contra herbívoros, atração de polinizadores compartilhados e mudanças benéficas em comunidades de micorrizas ou microbianas no solo (Callaway, 1995). As novas espécies que se estabelecem sob a copa dessas plantas podem formar pequenos agregados (núcleos), os quais, ao se expandirem, se conectam entre si, de forma a proporcionar rápida cobertura do solo e acelerar a sucessão (Yarranton & Morrison, 1974).

c) Jones et al. (1994) denominou "**engenheiros do ecossistema**", para aqueles organismos que direta ou indiretamente viabilizam recursos para outras espécies, por meio de mudanças físicas nos meios bióticos ou abióticos, podendo modificar, manter ou criar habitats.

d) Ricklefs (1996) utilizou o termo "**espécies facilitadoras**", processo pelo qual a espécie, numa fase inicial, altera as condições de um ecossistema, de modo que as espécies subseqüentes tenham maior facilidade de estabelecimento.

e) Reis et al. (1999) utilizaram o termo "**bagueira**", o qual se refere àquelas plantas que ao apresentarem frutos maduros, atraem grande número de animais. Os animais podem procurar as bagueiras para comer seus frutos, ou para preda outros animais que ali se concentram para se alimentar.

f) Scarano (2000) usou o termo "**planta focal**" para plantas capazes de favorecer a colonização de outras espécies, como a palmeira *Allagoptera arenaria* (Gomes) Kuntze e plantas do gênero *Clusia* L., capazes de propiciar a formação de moitas (núcleos) na restinga, favorecendo o desenvolvimento de cactáceas e bromeliáceas;

g) Tewksbury & Lloyd (2001), ao estudarem a facilitação por uma espécie de árvore perene em um deserto no México, a denominou "**engenheiras autogênicas do ecossistema**", pois modificam estruturalmente o ambiente, por meio de suas densas copas, essas árvores criam condições para que outras espécies possam sobreviver nas áreas invadidas.

h) Franks (2003) analisou a nucleação em dunas móveis nos EUA, verificando maior acumulação de sementes e emergência de plântulas sob o dossel de indivíduos adultos de *Iva imbricata* e *Uniola paniculata* do que em áreas abertas. O autor sugeriu que estas plantas adultas funcionaram como "**armadilhas**" acumulando sementes e, através da estabilização das dunas, protegeram as plântulas da movimentação do solo.

i) Pakkad et al. (2003) sugerem o nome "**Framework species**", sem tradução para o português, são espécies que têm o potencial de promover rapidamente a estruturação do ecossistema e desencadear processos ecológicos e, portanto, alavancar a restauração, como *Ficus hispida* var. *hispida*, *Gmelina arborea*, *Hovenia dulcis*, *Melia toosendan*, *Michelia baillonii*, *Prunus cerasoides*, *Rhus rhesoides* e *Spondias axillaris*. Estas espécies devem possuir copas amplas capazes de inibir o estabelecimento de espécies indesejáveis (gramíneas invasoras), apresentar altas taxas de sobrevivência, rápido crescimento, atrair dispersores e polinizadores para as áreas em restauração, ou ainda oferecer poleiros para aves e formar núcleos sob suas copas (Blakesley et al. , 2002; Elliott et al.,2003)

j) Segundo Eldridge et al. (2011) as "**ilhas de fertilidade ou arbustivas**", são arbustos que se estabilizam em locais com vegetação herbácea dominante têm grande capacidade de modificar o micro-habitat a sua volta, sendo comum que

esses arbustos pioneiros atraíam polinizadores e dispersores por oferecerem mais recursos que gramíneas.

#### **4.0 - A facilitação e os muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*)**

Silva-Junior et al. (2009, 2010) demonstraram que a ocorrência de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) está associada espacialmente relacionada ao processo de sucessão secundária por meio de facilitação. Isso decorre de que a facilitação promove a estruturação de florestas com copas conectadas, sem lianas e bambus que causam descontinuidades no dossel. A associação espacial dos muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) com florestas de dossel contínuo se deve ao grande custo energético dos deslocamentos verticais desses grandes primatas. Assim, florestas de dosséis contínuos gerados por sucessão secundária são habitats de qualidade para muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), pois permitem balanço energético positivo, aumentando a densidade desses primatas por unidade área.

#### **5.0 - Hipótese geral**

"O modelo de nucleação em sucessão secundária é o único que tem padrão espacial agregado explícito promovido pela facilitação (Peterson & Carson, 2008). Como *Cecropia hololeuca* é reconhecidamente pioneira em sucessão secundária (Válio & Joly, 1979; Andrade & Carauta 1982; Holthuijzen & Boerboom, 1982; Vazquez-yanes & Orozco-Segovia, 1986; Whitmore, 1989; Lorenzi, 1992; Gandolfi et al., 1995; Berg 1996; Romaniuc-Neto, 1999; Gandolfi, 2000; Martins et al., 2002; Meira-Neto, 2003; Passos et al., 2003; Godoi & Takaki, 2004; Vianna-Filho, 2005; Braga et al., 2008 ) e potencialmente uma espécie facilitadora, a hipótese geral é que *Cecropia hololeuca* tem um padrão agregado nas comunidades florestais secundárias da paisagem e está associada espacialmente ao muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), primata associado à florestas regeneradas pelo processo de facilitação (Silva-junior et al., 2009, 2010). Procura-se desta maneira demonstrar a função facilitadora de *Cecropia hololeuca* através do processo de nucleação como fator causal das florestas secundárias na paisagem na região do Brigadeiro

## 6.0 - Material e Métodos

### 6.1 - Espécie estudada

#### *Cecropia hololeuca* Miq. (Figura 4 )

Nomes populares: embaúba-prateada, embaúba-branca, umbaúba, imbaíba.

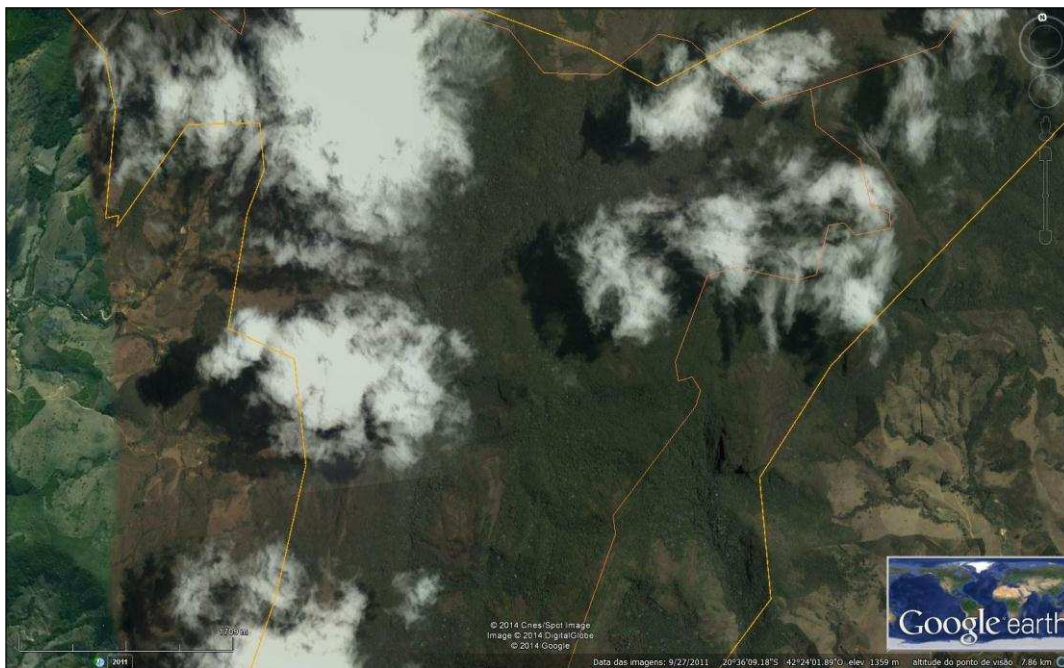
Árvores de até 25 metros. Folhas arredondas, lobadas, com 40 a 120 cm de diâmetro, coriáceas, com até 12 segmentos, subovado a oblongo ou lanceolados, ápice arredondado a subagudo ou curtamente acuminado. Superfície superior da lâmina com pêlos aracnóides brancos, densos quando a folha é nova ou bastante esparso à medida que a folha cresce. Superfície inferior com densos pêlos aracnóides. Triquílios ausentes na base do pecíolo. Inflorescências masculinas aos pares. Amentilhos 9-13. Inflorescências femininas aos pares, pêndulas na frutificação, com espata reduzida a uma bráctea escamiforme podendo eventualmente florescer antes da ramificação. Amentilhos 4-8, quase negros. **Espécie endêmica do Brasil** (Gaglioti, 2011).



**Figura 4:** (A) Visão geral da arquitetura da árvore de *Cecropia hololeuca* e um exemplo de nucleação em pastagem, (B) Folhas, (C) Infrutescências e (D) detalhe do tronco liso. Fotos: Thiago Gomide (A), Braz Cosenza (B, C e D).

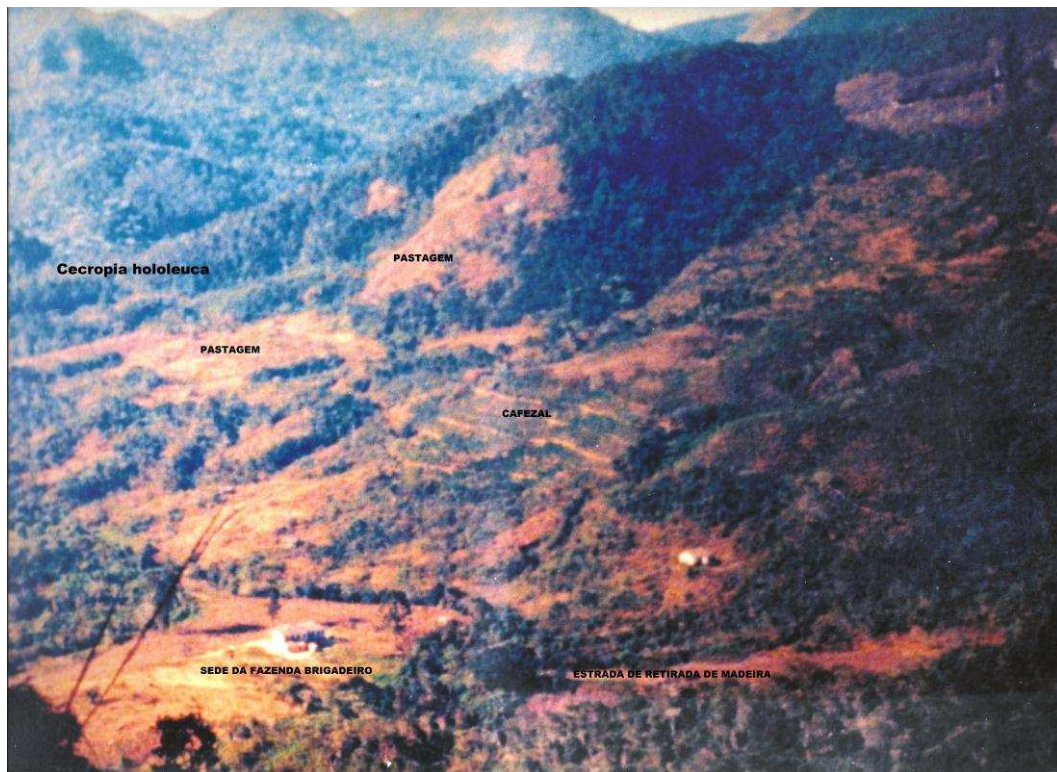
## 6.2 - Área de estudo

Os fragmentos florestais distribuem-se na região compreendida como "Região Norte do Brigadeiro" (Figura 5), no leste de Minas Gerais, coordenadas 20°43'S, 42°29'W. A região encontra-se dentro do domínio da Mata Atlântica, na Floresta Estacional Semidecidual (Veloso et al., 1991) com altitudes que variam de 860 a 1985 m. A região estudada apresenta clima tropical moderado úmido, com temperatura anual em torno de 23 °C e inverno de dois a quatro meses secos e déficit hídrico, entre 10 e 30 mm, sendo seu regime de captações médias 1400 a 1700 mm (Costa, 1998). A paisagem no entorno do PESB encontra-se em estado de grande fragmentação com aproximadamente 15% de cobertura vegetal nativa, sendo a matriz composta por plantações de café e pastagem (Fundação SOS Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2011).



**Figura 5:** Área de estudo inserida no limite norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB, município de Araponga, Minas Gerais.

Nos anos de 1950 a 1970 houve uma intensa exploração florestal causada pela empresa siderúrgica Belgo-Mineira que utilizava madeiras nobres para alimentar os altos fornos de carvão, na região norte da Serra do Brigadeiro (hoje Parque Estadual da Serra do Brigadeiro). As madeiras eram cortadas, e depois retiradas por meio de um sistema de bondinho, até os pontos mais baixos, onde eram recolhidas por caminhões e levadas até a cidade de João Monlevade (Figura 6).



**Figura 6:** Foto da sede da fazenda do Brigadeiro no final dos anos 1960. Ao fundo grandes áreas de pastagem e cafezais em produção e grande blocos de *Cecropia hololeuca* e a mata remanescente que abriga hoje uma das maiores população de muriquis do norte (*Brachyteles hypoxanthus*) do planeta (Moreira ,2008).

Segundo Dean (1997), a usina Belgo-Mineira, uma das maiores usuárias de carvão durante a segunda Guerra Mundial, possuía 1.500 km<sup>2</sup> de floresta nativa. Todo esse histórico culminou na redução, em área e espécies, da floresta original, pois a derrubada da floresta era por "corte raso". Atualmente, os remanescentes florestais são constituídos de florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração (Figura 7), e alguns poucos trechos com fragmentos primários (Cosenza et al., 1998).

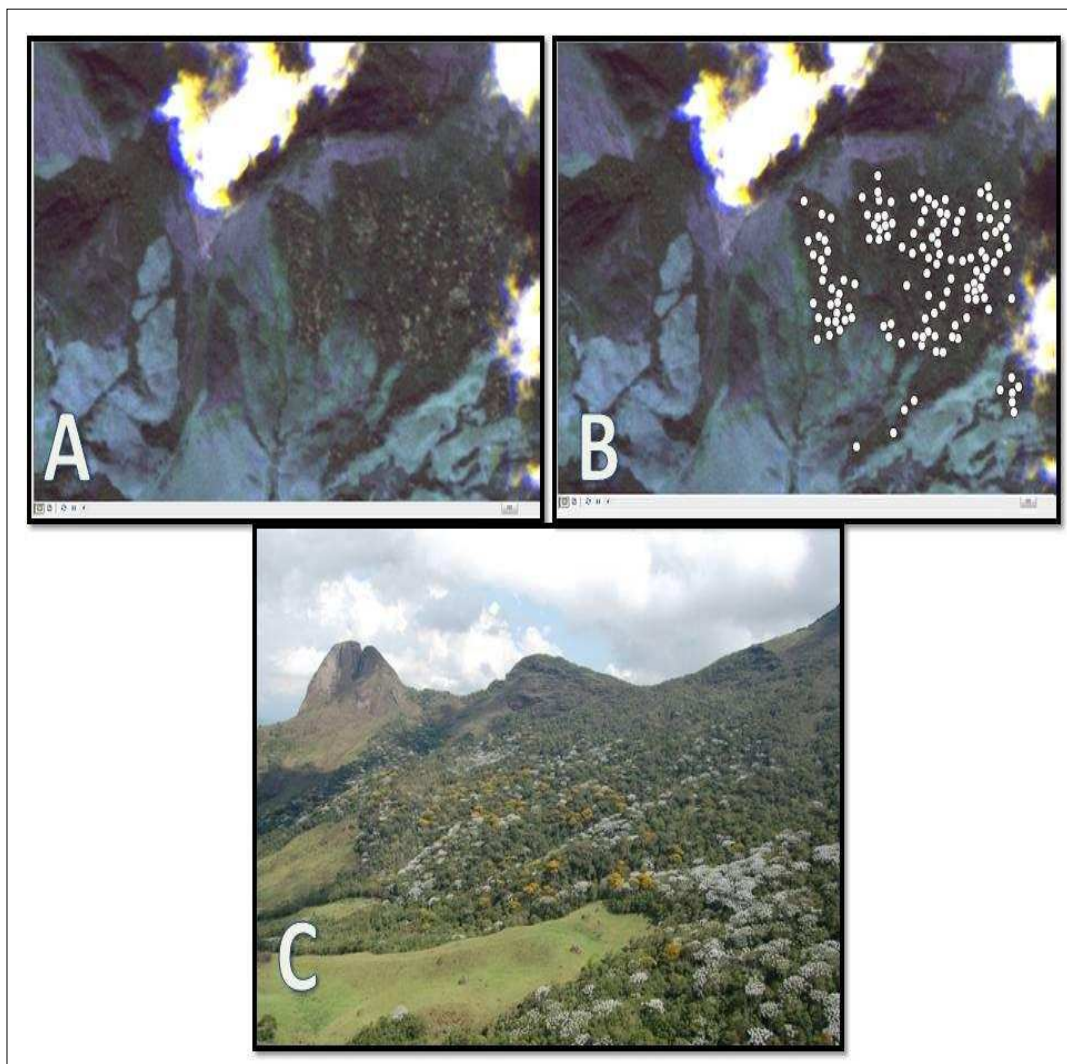


**Figura 7:** Região da "Fazenda do Brigadeiro", em 2014. Ao centro a sede da Fazenda, e ao fundo remanescentes de floresta estacional semidecidual, com blocos de *Cecropia hololeuca*. No centro, áreas totalmente regeneradas, onde antes existiam amplas plantações de café e pastagens até o fim dos anos de 1960. Foto: Braz Cosenza.

### **6.3 - Digitalização dos pontos de ocorrência de *Cecropia hololeuca***

As cores vermelha (R), verde (G) e azul (B) são associadas às bandas 1, 2,3 do sistema de imageamento Rapid Eye (Figura 8A) e o espectro do visível, geralmente utilizada para mapeamento e estudos do litoral. A vegetação é observada em diferentes tons de verde, água em azul, áreas urbanas e solos em tons claros. Em fragmentos florestais é possível observar a copa de árvores emergentes e especialmente com a cor branca árvores como em *Cecropia hololeuca* (Figura 8C). A resolução espacial da imagem Rapid Eye permite identificar regiões de coloração branca no interior de fragmentos florestais, o que pode representar as embaúbas.

A digitalização de *C. hololeuca* utilizando a imagem Rapid Eye leva em consideração somente a cor. Além disso, no conjunto de cenas Rapid Eye existem regiões com sobreposição de nuvens, o que impede a interpretação correta das embaúbas. A digitalização ocorre mediante identificação visual de pontos brancos no interior de fragmentos florestais, numa escala de 1:10.000. Assim um vetor será gerado a partir dos pontos representando as árvores de *Cecropia hololeuca*. Essa análise foi feita para a espécie *C. hololeuca*, para o atributo **árvore** usado como objeto de análise (Figura 8B).



**Figura 8** - A) Imagem do satélite Rapid Eye. B) Digitalização da ocorrência de *Cecropia hololeuca*. C) Identificação de *Cecropia hololeuca* em sobrevoo no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, na região do “Saco do Bode”. Foto: Braz Cosenza

#### 6.4 - Índice Kappa para a digitalização de *Cecropia hololeuca*

A análise de Kappa ( $\kappa$ ) conforme descrito em Jensen (1996), tem como objetivo, checar a acuracidade dos pontos de digitalização de *Cecropia hololeuca* em relação à sua ocorrência no local. Exatidão implica na concordância entre áreas de coberturas terrestres conhecidas (áreas de referência, abordagem de campo) comparadas com aquelas geradas pelo processo de digitalização. Maior a concordância, maior a exatidão da identificação. Erros de identificação representam a não exatidão da identidade verdadeira de um pixel.

O índice de Kappa para a categoria *Cecropia* pode ser calculado pela equação:

$$\hat{K} = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_i + *x + i)}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_i + *x + i)}$$

Onde:

$\hat{K}$  = Índice de exatidão Kappa

r = número de linhas na matriz

$x_{ii}$  = número de observações na linha[i] e coluna[i]

$x_i + e x + i$  = totais marginais da linha[i] e coluna[i], respectivamente.

N = número total de observações.

O Índice de Kappa (IK) varia entre 0 e 1, e os dados serão mais acurados quanto mais o índice se aproximar de 1 (Tabela 1).

**Tabela 1:** Classes do índice Kappa.

Classes do índice Kappa Qualidade na comparação dos mapas	
Classes do índice Kappa	Qualidade na comparação dos mapas
< 0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 - 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito boa
0,80 – 1,00	Excelente

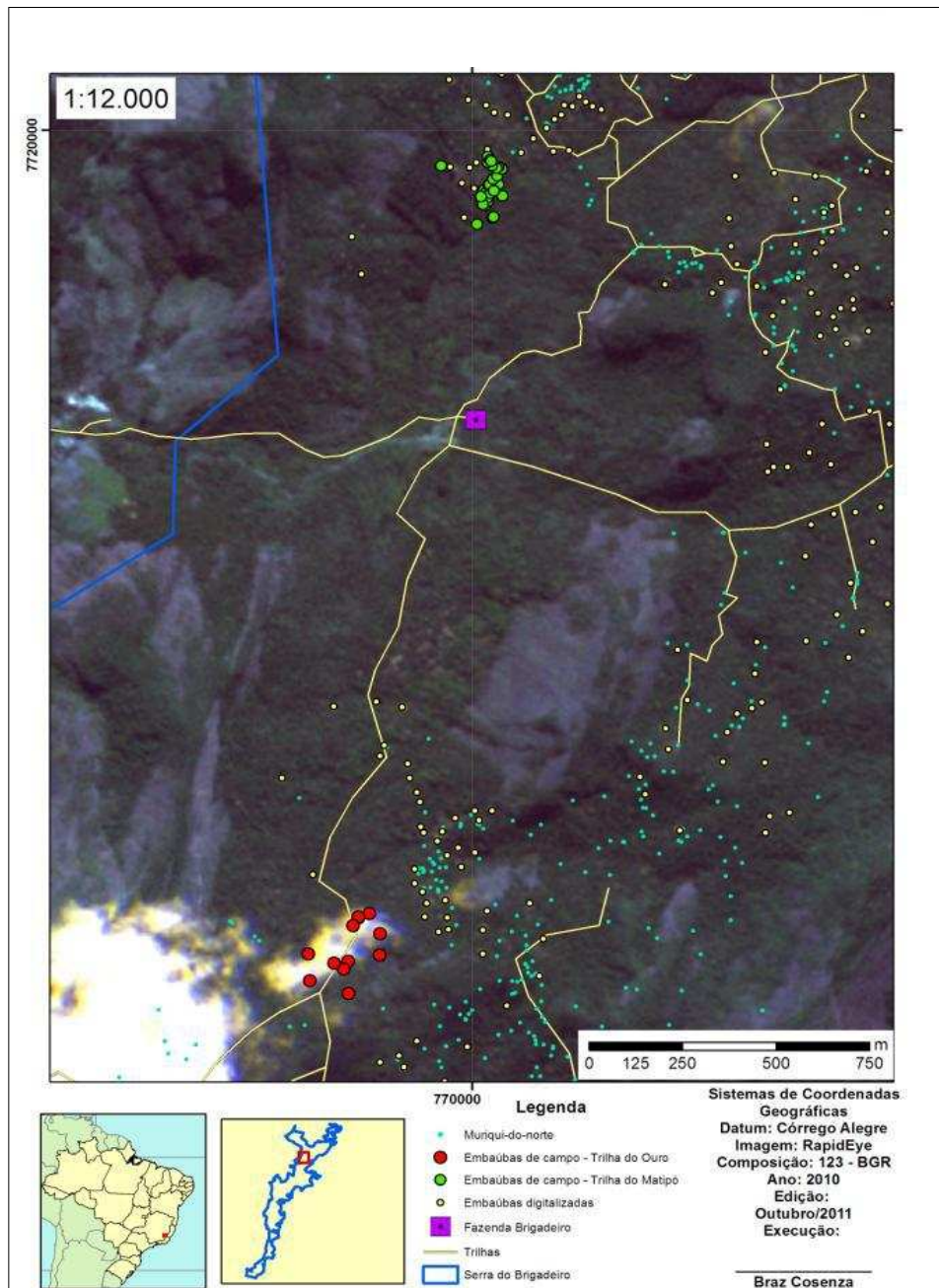
## 6.5 - Padrão de distribuição espacial de *Cecropia hololeuca* na paisagem do "biocorredor" utilizando o índice de autocorrelação Morans I

A análise de dados espaciais consiste em observar dados disponíveis no espaço, e através de métodos e modelagem, descrever e explicar o comportamento do processo espacial e suas relações com algum outro fenômeno espacial. No caso da análise de "padrões pontuais" os dados são pontos relacionados a algum evento (Silva et. al. (2008).

Através de Imagens Rapid Eye georreferenciadas, foi possível digitalizar pontos de ocorrência de *C. hololeuca*, na área de estudo. Estes pontos são utilizados para o cálculo do índice de Morans através da ferramenta de análise espacial *Spatial Autocorrelation Morans I*. Esse índice considera a posição no espaço, em relação a um ponto de coordenada geográfica conhecido, e mede o grau de dependência espacial dos dados através da similaridade entre observações de pares de localidades, para cada classe de distância o que atribui maior confiabilidade à análise, verificando a sua distribuição espacial dos pontos, classificando-os em: **aleatório, agregado ou uniforme** (Krebs, 1999).

## 7.0 - Resultados e Discussão.

Neste estudo para análise espacial de *C. hololeuca* o padrão espacial foi agregado ( $I=0,94$ ) segundo o Índice de Moran's I. O valor do coeficiente Kappa ( $K= 0,58$ ) do mapeamento é considerado "boa" (Landis & Kock, 1977), indicando que as classes mapeadas não comprometeram as análises, conforme memorial de cálculo (em anexo) e expressada entre os dados de campo e o mapa temático do processamento das imagens (Figura 9).



**Figura 9:** Mapa gerado para análise Kappa, indicando que a digitalização foi boa pelo índice de Kappa ( $K= 0,58$ ).

Dentre os aspectos da ecologia de *C. hololeuca* destacam-se: a) Copa de *C. hololeuca*; b) Arquitetura de *C. hololeuca*; c) *Formiga X C. hololeuca*; d) *Cecropia hololeuca* como espécie nucleadora com a associação espacial a *Brachyteles hypoxanthus*.

#### **a) Copa de *Cecropia hololeuca***

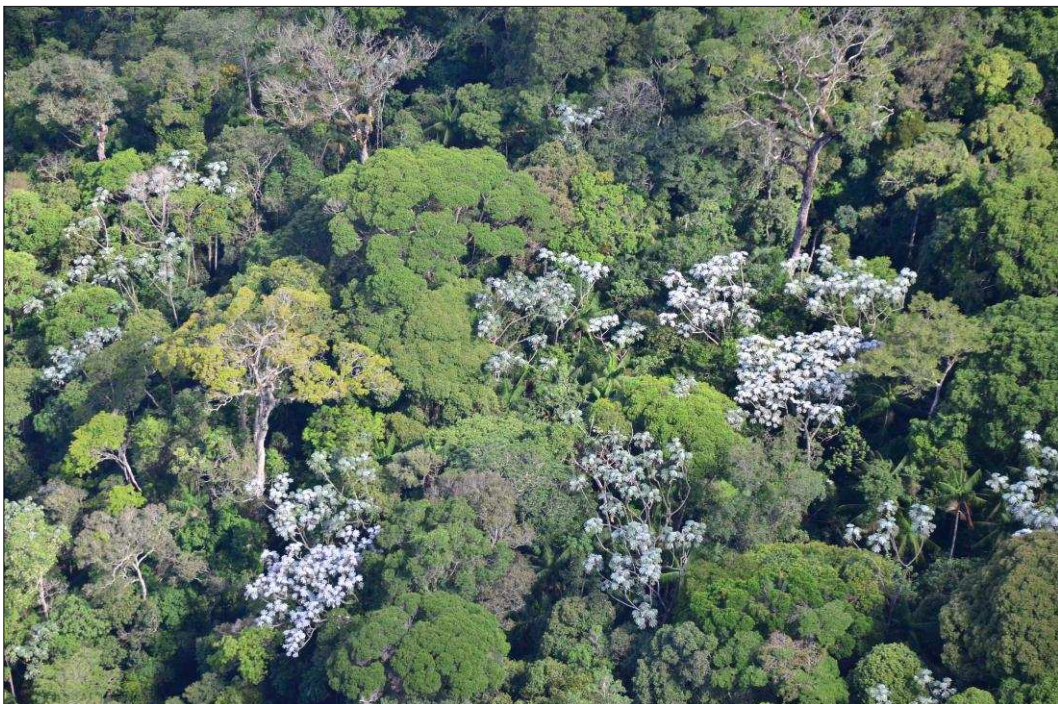
A literatura tem conduzido muitos estudos sobre a forma das árvores. As primeiras caracterizações e modelos de copa foram descritas por Burger (1939), Assmann (1961) e Hasenauer (1997). Tamanho, formato e posição da copa de uma árvore são fatores determinantes na quantidade de luz interceptada, entretanto seus troncos devem ser suficientemente rígidos para evitar que se curvem sobre sob seu próprio peso da copa (McMahon, 1976; King, 1981).

Segundo Sterck & Bongers (1998) é necessária força adicional para resistir a dinâmica dos ventos. Árvores devem um desenho padrão em relação a copa e tronco, como fatores de segurança, (King, 1990). Espécies exigente de luz têm frequentemente madeira de baixa densidade e tendem a ser mais suscetível à quebra e desenraizamento (Putz et al., 1983). No entanto, essas diferenças estão relacionados aos efeitos combinados nas diferenças do diâmetro do caule e da densidade e mecânica das propriedades da madeira (King, 1981; Niklas, 1994). As relações entre tamanho e forma das plantas irão influenciar fortemente o padrão estrutural e funcional dos diferentes tipos de vegetação (Fontes, 2000).

As relações alométricas também podem variar com a fase de desenvolvimento em que a planta se encontra, e são utilizados para comparação da estrutura mecânica entre plantas (Silva et al., 2009; Niklas, 1994), estágios sucessionais (Percy et al., 2005; Poorter et al., 2006) além de auxiliar no entendimento da estrutura na dinâmica das florestas (King, 1996; Sposito & Santos, 2001) e ocupação vertical de uma floresta (O'brien et al., 1995)

A ampla plasticidade observada nas plantas e em seu comportamento ecológico devido às características arquiteturais (Sposito & Santos, 2001) e aos padrões alométricos peculiares à situação ambiental, o que promove um grande espectro morfológico para atingirem o sucesso adaptativo e colonizarem distintos ecossistemas. Árvores que crescem em locais abertos apresentam uma copa mais baixa e mais esférica, enquanto que árvores de florestas tendem a apresentar um tronco longo e uma copa mais estreita (Hallé et al., 1978).

O Gênero *Cecropia* sp. é composto principalmente de árvores pioneiras associadas a clareiras, e portanto, a locais com grande intensidade luminosa. As diferenças encontradas entre as arquiteturas de copas das espécies refletem as diferenças dos seus habitats (Sposito, 1994). *Cecropia hololeuca*, embora esporadicamente ocorra isolada, está mais associada à ocorrência de florestas (Figura 10). Nesta situação, outras árvores, estarão a sua volta crescendo juntas e uma planta que inicie sua ramificação cedo, corre o risco de ser sombreada quando o dossel se fechar. Desse modo, as diferenças na altura de ramificação desta espécie refletem diferentes ambientes que ele ocorre, podendo permanecer na floresta madura por longos períodos (Sposito, 1994).



**Figura 10:** Árvores de *Cecropia hololeuca* emergentes em área contínua e primária de floresta estacional semidecidual, no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. Foto: Braz Cosenza

*C. hololeuca* é uma das maiores espécies do gênero *Cecropia*, com uma altura que pode chegar a 25 metros, copa densa e volumosa (Lorenzi, 2000), suas folhas, podem chegar a 1 m<sup>2</sup> de área, são mais duras, fibrosas e mesmo depois de seca permanecem mais planas (Sposito, 1994). A grande área foliar, pode aumentar consideravelmente a taxa fotossintética, fato comum entre espécies pioneiras que precisam crescer rapidamente, a fim de obter ganho líquido e aumento de biomassa total (Horn, 1971). Folhas de *C. hololeuca*, tem tempo de

vida médio de 120 dias, representando uma das maiores longevidade entre espécies de *Cecropia*, mesmo considerando aquelas associadas com formigas (Sposito, 1999).

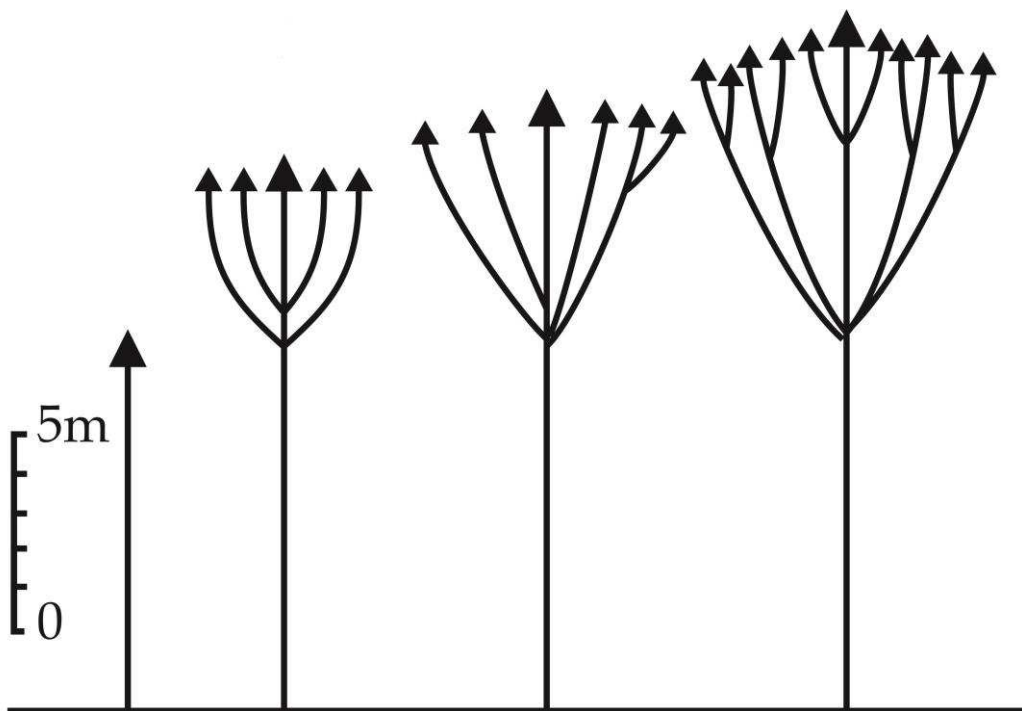
A folha é o órgão da planta que mais responde anatomicamente as variações de incidências luminosa de um determinado habitat (Chiamolera et al., 2010). Em ambientes mais sombreados a folhas tende a ter maior área foliar, devido ao fator luz, bem como o aumento de estruturas para aperfeiçoar o processo fotossintético (Reich et al., 1998; Dahlgren et al., 2006). Em ambientes mais iluminados a folha geralmente apresenta área foliar menor, e sendo um órgão plástico, sua estrutura interna é capaz de adaptar-se as condições de luz do ambiente (Dickson et al., 2000; Castro et al., 2005).

A sombra gerada pela copa de indivíduos lenhosos, como de *Cecropia spp.*, já estabelecidos em campo, diminui o potencial competitivo das gramíneas, facilitando, dessa forma, de maneira indireta o estabelecimento de outros indivíduos lenhosos (Holl, 2002; Riginos et al., 2009). Muitos estudos encontraram mais indivíduos de espécies lenhosas sob a copa de árvores do que sobre áreas sem cobertura de árvores em pastagens abandonadas (Holl, 2002; Campos, 2010). As copas maiores fazem com que a área atingida pela luz não atinja toda a projeção das copas, criando ambientes diferenciados sob a mesma árvore e possibilitando a entrada de grupos de espécies com demandas diferenciadas de luz, aumentando a diversidade principalmente em pastagens e campos abandonados (Campos, 2010).

O tamanho e a diversidade da área de influência da copa está relacionado com a disponibilidade de microambientes favoráveis, que influencia na composição florística. Árvores com copas maiores fornecem condições de disponibilidade maior de habitat e maior probabilidade de colonização por plântulas e visita de fauna dispersora (Zahawi & Augspurger, 2006; Duarte et al., 2006; Marchesini et al., 2011). No sul do Brasil, em áreas de mosaicos entre floresta mista de araucária e campos, outros autores também encontraram a promoção do recrutamento de indivíduos florestais sob a copa de lenhosas isoladas nos campos, especialmente *Araucaria angustifolia* e espécies do gênero *Ocotea sp.* (Duarte et al., 2006; Marchesini et al., 2011). Além de atraírem mais dispersores, servem como extensões do ambiente florestal na matriz campestre e de pastagens abandonadas (Marchesini et al., 2011).

## b) Arquitetura de *Cecropia hololeuca*

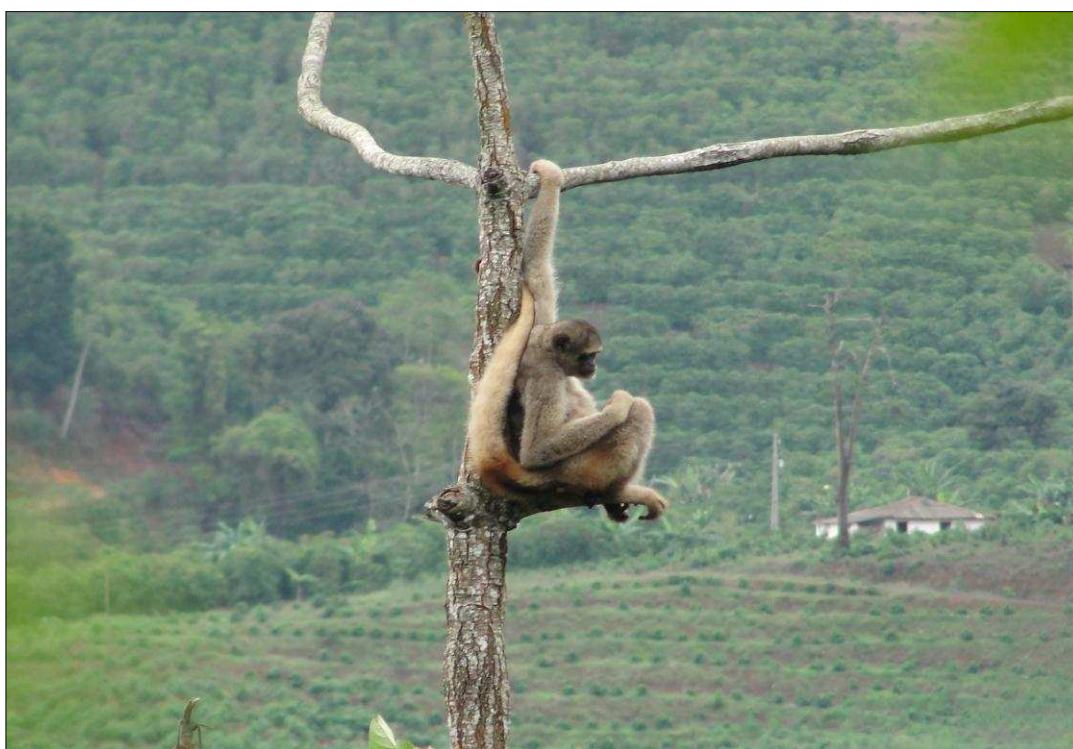
O Modelo arquitetural de *C. hololeuca* (Figura 11), com uma copa mais plana e bifurcada, uma taxa de ramificação maior e um fuste mais alto, pode permanecer na mata sem ter suas folhas sombreadas pelas árvores vizinhas (Sposito, 2001), além de apresentar uma menor inclinação na fase monopodial, indicando um crescimento mais lento, com a produção de folhas e de entrenós grandes. O efeito do mecanismo de facilitação no recrutamento de espécies lenhosas sobre áreas degradadas e pastagens abandonadas, está relacionado positivamente com o tamanho dos indivíduos facilitadores. *Cecropia hololeuca* é uma das maiores espécies deste gênero, sendo o tamanho das plantas relacionado com a sua idade, e, portanto quanto mais velha, mais tempo a árvore permanece na área, para que outras sejam recrutadas sob sua copa, facilitando a nucleação em ambiente campestre (Sposito, 2001).



**Figura 11:** Padrão de ramificação de *Cecropia hololeuca*, identificado pela observação das fases de desenvolvimento da espécie. As setas representam o crescimento indeterminado com ramos ortotrópicos verticais (Sposito, 1999).

A arquitetura de árvores de *Cecropia hololeuca*, mesmo quando suas árvores estão senescentes pode funcionar como "poleiro seco" (Reis et al., 2003), para pouso de aves e outros animais, os quais a utilizam para repouso ou

forrageamento de presas. Eles devem apresentar ramificações terminais onde as aves possam pousar serem bastante fortes para suportar o peso de seus corpos (Figura 12) e serem relativamente altos para proporcionar bom local de observação e caça (Reis et al., 2003), sendo importantes na recomposição do banco de sementes de espécies vegetais de diferentes grupos ecológicos, como as pioneiras, secundárias e tardia (McDonnell & Stiles, 1983)



**Figura 12:** Fêmea jovem de miquiqui (*Brachyteles hypoxanthus*), na região da RPPN do Sossego em Simonésia, MG, na região limítrofe entre a reserva e fazendas de café, utilizando uma *Cecropia hololeuca*, como ponto de descanso. Foto: Breno Gomes

Os galhos de indivíduos de *Cecropia* (vivos ou mortos) são poleiros para aves e morcegos com dieta mais frutífera, uma vez que essa espécie serve para alimentação, proteção, abrigo ou ainda latrina (Guevara et al., 1986). A utilização das árvores de *Cecropia* por diferentes espécies de animais mostra sua importância em áreas desflorestadas, pois podem atrair, em conjunto, um grande número de animais dispersores de sementes. Este processo de nucleação é uma das melhores maneiras de iniciar um processo de sucessão em áreas desflorestadas, aumentando a riqueza de espécies de acordo com as características do local (Reis et al., 2003).

### **c) Formigas X *Cecropia hololeuca***

*Cecropia hololeuca* e *C. sciadophylla*, são as únicas espécies de *Cecropia* que não são mirmecófilas, porque não apresentam triquílios na base do pecíolo foliar, onde são produzidos os corpúsculos "mullerianos", que são plastídios de glicogênio, lipídeos e proteínas formado a partir da diferenciação dos cloroplastos das células do triquílio e servem de alimento para as formigas do gênero *Azteca* (Rickson , 1976; Andrade, 1981; Longino, 1989). Janzen (1973) comenta que esses corpúsculos equivaleriam a insetos para nutrição de formigas de *Cecropia*. Para muitos autores (Janzen, 1969; Schup, 1986) esta relação mutualística, protege as embaúbas contra a herbivoria e contra plantas trepadeiras. A estruturação dos triquílios e produção dos corpúsculos "mullerianos", possivelmente representa um custo alto para as espécies de *Cecropia* mirmecófilas (Janzen, 1973). Andrade & Carauta (1982) atribuem aos corpúsculos "mullerianos", equivalência a nectários extraflorais, os quais protegeriam as inflorescências da predação das formigas e de outros artrópodes. *C. hololeuca* investe energia em defesas químicas (ex. taninos, Coley & Barone, 1986) ou mecânicas (ex. tricomas, Juniper & Jeffree, 1983). Janzen (1973) levantou a hipótese de que a densa pilosidade branca poderia ser um mecanismo de proteção na ausência de formigas (Sposito, 1994).

Diferenças no espaço interno do caule podem ter contribuído para a colonização de formigas e, ao mesmo tempo modificado a capacidade de sustentação do caule das espécies (Sposito, 1999). Em indivíduos jovens de *Cecropia hololeuca* as paredes internas do caule mostram certa redução, que tendem a ser mais grossas em relação a outras espécies mirmecófilas, indicando uma capacidade maior de sustentar grande biomassa foliar e galhos, facilitando a ocupação de ambientes abertos e sujeitos a ação de ventos e intempéries ambientais (Sposito, 1994). Com isso, formam núcleos de vegetação abaixo de suas copas possibilitando interações facilitadoras, reduzindo a amplitude térmica e a evapotranspiração do solo e protegendo sementes e plântulas (Pugnaire et al., 2011).

### **d) *Cecropia hololeuca* como espécie nucleadora**

A nucleação é um processo que aumenta consideravelmente o ritmo da colonização em áreas degradadas, através de processos primários na formação do solo e a partir de uma espécie pioneira que envolva presença de um indivíduo arbóreo isolado na paisagem, capaz de promover mudanças no ambiente sob sua

copa, formando agregados (núcleos), aumentam a probabilidade de colonização por novas espécies e acelerando o processo sucessional (Yarranton & Morrison, 1974).

Árvores isoladas em pastagens abandonadas funcionam como focos de regeneração florestal (Figura 13), formam núcleos de espécies arbóreas que gradualmente se expandem e se ligam, constituindo um dossel florestal contínuo (Yarranton & Morrison, 1974).



**Figura 13:** Árvore de *Cecropia hololeuca*, isolada em área de pastagem, e na sua base, a formação de núcleos com espécies nativas. Foto: Braz Cosenza

Os gêneros *Cecropia* e *Ficus* estão entre as principais plantas pioneiras dispersadas por aves e mamíferos da região Neotropical (Lobova et al., 2003) e seus frutos são explorados por diferentes espécies de vertebrados (Charles-Dominique, 1986). Segundo Berg (1978), *Cecropia* é um dos gêneros característicos da Flora Neotropical. Pelo menos 12 gêneros e 32 espécies de morcegos se alimentam de espécies de embaúbas (Lobova et al., 2003). Nas regiões tropicais os morcegos frugívoros realizam importante função ao utilizarem plantas pioneiras em sua dieta (Figura 14).



**Figura 14:** *Artibeus lituratus* na infrutescência de *Cecropia* sp. Foto: Kaku-Oliveira

Morcegos frugívoros agem como dispersores de sementes, contribuindo para o estabelecimento de muitas espécies de plantas, incluindo aquelas pioneiras, o que possibilita o processo de regeneração e sucessão secundária na formação de florestas (Galetti & Morellato, 1994; Passos et al., 2003).

Sette (2012) realizando um vasto trabalho de revisão de literatura sobre a interação morcego-fruto, constatou que espécies de *Cecropia* estão entre as principais plantas pioneiras dispersadas por aves e mamíferos da região Neotropical. Dentre os morcegos frugívoros, *Artibeus lituratus* pode ser considerado o principal consumidor e dispersor de sementes desse gênero (Charles-Dominique, 1986). Por meio de revisão de literatura Lobova et al. (2003) registraram 15 espécies de *Cecropia* sendo consumidas por morcegos. Em um único dejetos indivíduos dessa espécie podem dispersar até 600 sementes de plantas desse gênero (Charles-Dominique, 1986). Frutos de *Cecropia* são considerados uma importante fonte de alimento para esse morcego, bastando 100g de frutos de *Cecropia obtusa* por noite para suprir o requerimento mínimo diário de energia de um indivíduo de *A. lituratus* (Charles-Dominique, 1986).

Pizo et al. (2004) em trabalho realizado na Reserva da Vale de Linhares, investigou a ocupação vertical da floresta por Psitacídeos, sendo *Cecropia hololeuca* a espécie mais utilizada por essas aves (23 registros), que consumiram

a polpa do fruto e sementes. A arquitetura de copa e tronco de *Cecropia hololeuca* facilitou a localização de alimento pelos psitacídeos na floresta.

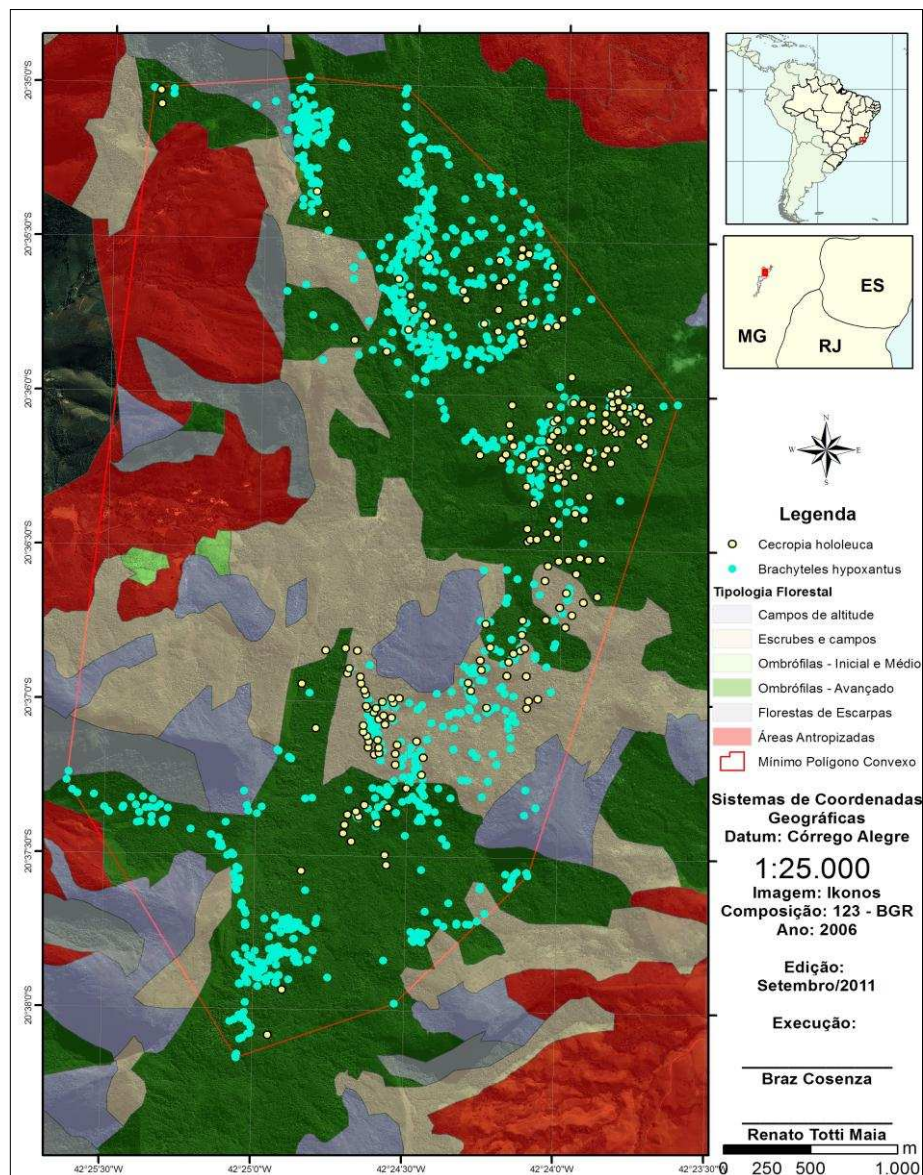
Oliveira (2002) estudando frugivoria de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) na Reserva Biológica União, observou que *Cecropia hololeuca* tem distribuição agregada e foi uma das espécie mais consumidas (9 meses) e que a família Cecropiaceae apresentou uma dos maiores números de espécies nas trilhas pesquisadas (5 espécies), e o maior número de indivíduos (114) acompanhados.

A eficiente dispersão de *Cecropia hololeuca* foi demonstrada em uma caracterização do banco de sementes em solo de fragmentos florestais na Zona da Mata de Minas Gerais, esse estudo apontou *C. hololeuca* como uma das espécies arbóreas mais abundantes, com 46,64 % do total de indivíduos amostrados (Braga et al., 2008). Abundância de *C. hololeuca* no banco de sementes do solo lhe confere importante papel em estimular a sucessão florestal em áreas degradadas, o que também reforça a viabilidade da transposição do banco de sementes como metodologia de restauração florestal. Grandes áreas abertas com solo exposto, como áreas degradadas por atividades de mineração, por exemplo, apresentam como característica oscilação de temperaturas diurnas e noturnas e elevados níveis de luz na superfície do solo, fatores essenciais para a germinação de *C. hololeuca* (Godoi e Takaki, 2004)

O papel desempenhado por aspectos estruturais do habitat como determinante nas densidades de muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*), aponta a importância de indivíduos arbóreos de grande porte como oferta de recursos, escape à predação e segurança durante a locomoção e descanso (Lemos de Sá et al., 1992), atuando em sinergia com a composição florística desses recursos como determinantes da capacidade de suporte das florestas com ocorrência de muriquis (Silva Junior et al., 2009). Os muriquis eram considerados primatas típicos de florestas primárias (Moraes, 1992), com uso predominante de árvores de dossel emergente, entretanto, foi registrada a ocorrência e adaptabilidade de *B. hypoxanthus* em estrato arbustivo (Almeida-Silva et al., 2005) habitats muito alterados, sendo provavelmente favorecido por mosaicos florestais (Strier & Fonseca, 1996,1997). Nas florestas do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, a locomoção destes primatas, muitas vezes deve ser vertical, pois as copas das árvores não são conectadas o suficiente para construir rotas seguras para estes primatas pesados Esta característica estrutural da floresta, é devido ao passado,

onde grandes trechos florestais do PESB foram transformados em carvão vegetal (Silva Junior et. al., 2010).

A boa adaptação da espécie a matas secundárias provavelmente explica sua sobrevivência em alguns fragmentos florestais pequenos e alterados (Mendes et al., 2005), ou áreas relativamente grandes, como nos parques do Rio Doce e Brigadeiro, onde eventos de perturbação no passado (fogo, desmatamento e caça) apontam para a importância da sucessão secundária nos remanescentes de floresta com muriquis e com ocorrência de *C. hololeuca*, como no Parque Estadual do Brigadeiro (Silva Junior et .al., 2009), onde a espécie apresenta um padrão agregado em área de ocorrência de *B. hypoxanthus* (Figura 15).



**Figura 15:** Modelo de distribuição agregada de *Cecropia hololeuca* em área de sobreposição de forrageamento de *Brachyteles hypoxanthus*, na região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, município de Araponga, Minas Gerais.

Em fitocenoses densas utilizadas por muriquis como fonte de alimentos exigem-se menores deslocamentos para obtenção do recurso, permitindo maiores densidades deste primata, já em fitocenoses mais esparsas e menos dominante os muriquis tendem a se deslocar mais, aumentando sua área de vida e gastando mais energia no forrageamento (Silva Junior et. al., 2009). Em florestas perturbadas, a frugivoria é mais pronunciada apenas no período entre março e julho, onde há maior disponibilidade deste recurso, enquanto o investimento em folivoria é alto durante todo o ano (Strier, 1991).

Segundo Strier & Boubli (2006), nas florestas secundárias da RPPN Feliciano Abdala no município de Caratinga em Minas Gerais, a densidade populacional de *B. hypoxanthus* é uma das mais altas, uma das razões, é que a maior parte da dieta anual dos muriquis é composta de folhas maduras e jovens (51%), recurso particularmente importante no início da estação seca, quando os frutos e as flores são mais escassos (Strier, 1991b). As razões para as altas densidades de *B. hypoxanthus* nestas florestas, é que eles são oportunistas em sua dieta, alimentando-se de itens abundantes, como folhas de espécies pioneiras dos gêneros *Miconia* sp. e *Cecropia* sp., a frutos diminutos de *Psychotria* spp e volumosos como *Carpotroche brasiliensis* (Strier et al., 2006).

Áreas florestais heterogêneas, com trechos de floresta primária e secundária, também podem contribuir para um aumento na densidade, não apenas dos muriquis, mas de outros animais (Ramirez, 1988). Segundo Strier (2000), a dieta encontrada nas florestas heterogêneas pode evitar uma escassez de frutos e sementes para os muriquis, se comparadas com formações homogêneas e não perturbadas, ao possibilitar um aumento na variedade da dieta, contemplando espécies iniciais e tardias do processo sucessional. O aumento de área de habitat, das áreas florestadas dos fragmentos com muriquis, é uma das ações que mais diretamente podem interferir na sustentabilidade e conservação de suas populações, bem como a construção de corredores ecológicos e o reflorestamento do entorno das unidades de conservação (Silva Junior et al., 2009).

Vários estudos demonstraram a importância de *Cecropia hololeuca* para a fauna dispersora. Rodrigues (1992) na Reserva Santa Genebra município de Campinas, São Paulo, demonstrou a importância de *Cecropia hololeuca* como alimento para os primatas *Alouatta guariba* e *Cebus nigratus* e o morcego *Artibeus lituratus*. Pinheiro et al., (2002) estudaram a dieta do marsupial *Micoureus demerarae* a partir de amostras fecais em fragmentos da Mata Atlântica na

Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva de Jardim, Rio de Janeiro, entre 1995-1997, e *Cecropia hololeuca* foi uma das espécies mais representativas de vegetação secundária, encontradas nas fezes, desta espécie.

Agrárias (2006) em seu trabalho de composição e conservação da avifauna na Floresta Estadual do Palmito, município de Paranaguá, no Paraná, identificou várias espécies da avifauna que se alimentavam de *Cecropia hololeuca*, como: *Penelope superciliaris*, *Cyanocorax caeruleus*, *Tachyphonus coronatus*, *Thraupis cyanoptera*, *Thraupis sayaca*, *Thraupis palmarum*, *Tangara peruviana*, *Euphonia violacea*, *Euphonia pectoralis*, *Forpus xanthopterygius* e *Brotogeris tirica*.

Alves Costa & Eterovick (2007), realizaram vários registros, da utilização de fruto de *C. hololeuca* por *Nasua nasua* (quati) em Floresta Atlântica. Moreira (2008) mostrou a importância de *Cecropia hololeuca* como alimento para *Brachyteles hypoxanthus* em florestas de Unidades de Conservação em Minas Gerais (Figura 16).



**Figura 16:** Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) se alimentando de folhas e talos de *Cecropia hololeuca* em áreas de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Mata do Sossego, município de Simonésia, Minas Gerais. Foto: Fernanda Tabacow

Cáceres *et al.* (2008), mostraram a grande importância de *C. hololeuca* como fonte de alimento para *Didelphis aurita* e *Lutreolina craussicaudata* no Parque Municipal da Lagoa do Peri, na Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, Santa Catarina. Cassano *et al.*, 2010 em seu estudo em agroflorestas no sul da Bahia, em área de "cabruca", na Reserva Biológica de Una e Ecoparque de Una, identificou *C. hololeuca* como uma das principais fontes de alimentos do mico leão da cara dourada (*Leontopithecus crysomelas*). *C. hololeuca* ocupou o segundo lugar em disponibilidade de frutos para a espécie de porcos "caititus", (*Tayassu tajacu*) nas áreas de "cacau-cabruca" e se destacou com um dos maiores índices de produção de frutos no período de um ano na RPPN Serra do Teimoso e Fazenda Corumbá, município de Jussari, na Bahia (Santos *et al.*, 2012).

## 8.0 - Conclusões

Foi confirmada a hipótese de que *Cecropia hololeuca* possui distribuição agregada em uma comunidade florestal secundária de Mata Atlântica e que sua distribuição espacial está sobreposta à ocorrência de *Brachyteles hypoxanthus*, espécie de primata associado à estrutura florestal regenerada por facilitação. Essa confirmação demonstra o caráter facilitador de *Cecropia hololeuca*. Contudo, além de confirmar a facilitação promovida por *Cecropia hololeuca*, evidencia-se a enorme importância dessa espécie nos processos interativos da Mata Atlântica. Dessa maneira, a facilitação é uma das importantes funções ecossistêmicas que *Cecropia hololeuca* exerce, ao lado da produção de alimento para dispersores, poleiro para forrageamento, descanso e abrigo de animais, revelando-se uma espécie chave para o funcionamento da Mata Atlântica. *Cecropia hololeuca* promove sucessão secundária por meio de interações, evitando os ecossistemas vazios de animais, um dos grandes problemas que os ecossistemas terrestres tem como resultado da fragmentação e da perda de habitat. Portanto, *Cecropia hololeuca*, é, um espécie-chave na formação de conexões entre fragmentos de Mata Atlântica por meio de sucessão secundária e deve ser considerada como possibilidade nas propostas de criação de corredores ecológicos. Pelo que a literatura demonstra *C. hololeuca* é "engenheira de habitats" para uma ampla gama de animais, especialmente fauna dispersora.

## 9.0 - Referências Bibliográficas

Aide, T.M. & Cavelier, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the sierra nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2(4): 219-229.

Agrárias, S. D. C. (2006). Composição e conservação da avifauna na Floresta Estadual do Palmito, município de Paranaguá, paraná.tese mestrado

Almeida-Silva, B., Guedes, P. G., Boubli, J. P., & Strier, K. B. 2005. Deslocamento terrestre eo comportamento de beber em um grupo de barbados (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940) em Minas Gerais, Brasil. *Neotropical Primates*, 13(1), 1-3.

Alves-costa, C.P.; Eterovick, P.C. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica*, 32:77-92.

Andrade, J.C. 1981. Biologia da *Cecropia lyratiloba* Miq. var. *nana* Andr. & Car. (Moraceae) na restinga do Recreio dos Bandeirantes. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro

Andrade JC & Carauta JPP (1982) The Cecropia–Asteca association: a case of mutualism? *Biotropica* 14: 15–27.

Assman, E. 1961. Waldertargskunde. München: Bayr. Landw.,. 490 p.

Bailey, S. 2007. Increasing connectivity in fragmented landscapes: an investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management*, 238(1), 7-23.

Blakesley, D., Elliott, S., Kuarak, C., Navakitbumrung, P., Zangkum, S., & Anusarnsunthorn, V. 2002. Propagating framework tree species to restore seasonally dry tropical forest: implications of seasonal seed dispersal and dormancy. *Forest Ecology and Management*, 164(1), 31-38.

Barbosa, K. C., & Pizo, M. A. 2006. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology*, 14(4), 504-515.

Bechara, F. C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 125pp

Berg, C. C. 1978. Espécies de *Cecropia* da Amazônia Brasileira. *Acta Amazônica*, 8(2):149-182.

Berg, C. C. 1996. *Cecropia* (Cecropiaceae) no Brasil, ao sul da Bacia Amazônica. *Albertoa*, 4(16):213-221.

Bertnes S, M.; Callaway, R. M. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 9, n. 5, p. 191-193.

J. P. Boubli, I. M. C. Mourthé & F. R. Couto-Santos. 2007. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu - MG

Braga, A. J. T., Griffith, J. J. Paiva, H. D., & Meira Neto, J. A. A. 2008. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. *Revista Árvore*, 32(6), 1089-1098.

Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Ng, P. K. 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424(6947), 420-426.

Brooker, R.W. & Callaghan, T.V. 1998. The balance between positive and negative plant interactions and its relationship to environmental gradients: a model. *Oikos*, 81, 196–207,.

Brooker, R.W., F. T. Maestre, R. M. Callaway, C. L. Lortie, L. Cavieres, G. Kunstler, P. Liancourt, K. Tielbörger, J. M. J. Travis, F. Anthelme, C. Armas, L. Coll, E. CORCKET, S. Delzon, E. Forey, Z. Kikvidze, J. Olofsson, F. I. Pugnaire, C. L. Quiroz, P. Saccone, K. Schiffers, M. Seifan, B. touzard & Michalet, R. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present and the future. *Journal of Ecology*, 96, 18– 34.

Brooks, T., G. A. B. Fonseca & A. S. L. Rodrigues. 2004. Species, data, and conservation planning. *Conservation Biology* 18: 1682-1688.

Brown, S., & A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2: 97–111.

Bruno, J. F., J. J. Stachowicz, and M. D. Bertness. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends of Ecology and Evolution* 18: 119-125.

Burger, H. 1939 Baumkrone und Zuwachs in zwei hiebsreifen Fichtenbeständen. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, v. 21, p. 147-176.

Burman, A. G.; Filgueiras, T. S. 1993. A review of the woody bamboo genera of Brazil (Gramineae: Bambusoideae: Bambuseae). *Thaiszia, Kosice*, n. 3, 53-88.

Cáceres, C. N.; Casella, J.; Vargas, C. F.; Prates, L. Z.; Tombini, A. A. L. T.; Goulart, C. S.; Lopes, W. 2008. Distribuição geográfica de pequenos mamíferos não voadores nas bacias dos rios Araguaia e Paraná, região centro-sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool., Porto Alegre*, 98(2):173-180.

Callaway, R. M. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61: 306-337.

Callaway, R. M.; Walker, L. R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interaction in plant communities. *Ecology*, Ithaca, v. 78, n. 7, p. 1958-1965.

Campanello, P.I.; Gatti, M.G.; Ares, A.; Montti, L. & Goldstein, G., 2007. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 252: 108-117.

Campbell, E.J.F. & Newbery, D.M. 1993. Ecological relationships between lianas and trees in lowland Rain Forest in Sabah, East Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 9: 469-490.

Campos, P. R. 2010. Espécies lenhosas pioneiras apresentam diferentes potenciais de facilitação da regeneração natural em pastagens abandonadas? Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná.

Cardillo, M., Mace, G. M., Gittleman, J. L., Jones, K. E., Bielby, J., & Purvis, A. 2008. The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1641), 1441-1448.

Castro, E. R. D., & Galetti, M. 2004.. Frugivoria e dispersão de sementes pelo lagarto teiú *Tupinambis merianae* (Reptilia: Teiidae). *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)*, 44(6), 91-97.

Castro, E. M. D., Pinto, J. E. B. P., Melo, H. C. D., Soares, Â. M., Alvarenga, A. A. D., & Lima Júnior, E. C. 2005. Aspectos anatômicos e fisiológicos de plantas de guaco submetidas a diferentes fotoperíodos. *Horticultura Brasileira*, 23(3), 846-850.

Center for Tropical Forest Science – CTFS. 2008. Plots. Smithsonian Tropical Research Institute. <http://www.ctfs.si.edu/doc/plots/index.html>

Charles-Dominique, P. 1986. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guiana. In: Estrada, A. & Fleming, T.H. (Eds.), *Frugivores and seed dispersal*. W. Junk Publishers, Dordrecht, p.119-136.

Chiamolera, L. D. B., Ângelo, A. C., & Boeger, M. R. (2010). Resposta morfoanatômica da folha de *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl (Podocarpaceae) implantado em duas áreas com diferentes graus de sucessão às margens do Reservatório Iraí-PR doi: 10.5007/2175-7925.2010v23n2p1. *Biotemas*, 23(2), 1-11.

Coley, P. D. and Barone, J. A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Ann. Rev. Ecol. Sys.*, 27, 305-35.

Connell, J. H., and R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119– 1144.

Cosenza, B.A.P. and F.R. Melo. 1998. Primates of the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates* 6: 18-20.

Costa, C.M.R., Hermann, G., Martins, C.S., Lins, L.V. & Lamas, I. 1998. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Cubinã, A. & Aide, T. M. 2001. The effects of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33: 260-267.

Dahlgren, C. P., Kellison, G., Adams, A. J., Gillanders, B. M., Kendall, M. S., Layman, C. A., & Serafy, J. E. (2006). Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications.

Dean, W. A Ferro e Fogo. 1997. A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 484 p.

Deckmyn, G., E. Cayenberghs, and R. Ceulemans. 2001. UV-B and PAR in single and mixed canopies grown under different UV-B exclusions in the field. *Plant Ecology* 154: 123.

D'Eon, R. G., Serrouya, R., Smith, G., & Kochanny, C. O. 2002. GPS radiotelemetry error and bias in mountainous terrain. *Wildlife Society Bulletin*, 430-439.

Dewalt, S. J., Maliakal, S. K. & Denslow, J. S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, v. 182, n. 1- 3, p. 139–151.

Dickson, R. E., Tomlinson, P. T., & Isebrands, J. G. (2000). Partitioning of current photosynthate to different chemical fractions in leaves, stems, and roots of

northern red oak seedlings during episodic growth. *Canadian journal of forest research*, 30(8), 1308-1317.

Dirzo, R., P.H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 137–167.

Duarte, L. D. S., M. M. G. Dos-Santos, S. M. Hartz, and V. D. Pillar. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31: 520-528.

Duncan, R. S. & C. A. Chapman. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agricultural in tropical Africa. *Ecological Applications* 9: 998-1008.

Eldridge, D. J. & Freudenberger, D. 2005. Ecosystem wicks: Woodland trees enhance water infiltration in a fragmented agricultural landscape in eastern Australia. *Austral Ecology* 30: 336-347.

Eldridge, D. J. et al. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. - *Ecology letters* 14: 709-722.

Elliott, S., Navakitbumrung, P., Kuarak, C., Zangkum, S., Anusarnsunthorn, V., & Blakesley, D. 2003. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management*, 184(1), 177-191.

Espeleta, J.F.; Eissenstat, D.M. & Graham, J.H. 2004. Citrus root responses to localized drying soil: A new approach to studying mycorrhizal effects on the roots of mature trees. *Plant Soil*, 206:1-10.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.: a functional approach. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(6), 255-260.

FAO, 2006. World agriculture: towards 2030/2050, Interim report, FAO, Rome.

Fearnside, P. F. 2006. Containing destruction from Brazil's Amazon highways: now is the time to give weight to the environment in decision-making. *Environmental Conservation*, 33(3), 181-183.

Fernandez, F. 2004. Interactions of Mammals and Palms in Fragmented Neotropical Landscapes. *Oecologia Australis*, 13(4), 554-574.

Fidelis, A., G. E. Overbeck, V. D. Pillar, and J. Pfadenhauer. 2009. The ecological value of *Eryngium horridum* in maintaining biodiversity in subtropical grasslands. *Austral Ecology* 34: 558-566.

Fonseca, C. R. et al. 2009. Princípios modernos de manejo florestal e a conservação da biodiversidade associada à Floresta com Araucária. In: Fonseca, C. R. et al. (Eds.). *Floresta com Araucária: ecologia, conservação de desenvolvimento sustentável*. Ribeirão Preto: Holos,. p.287-295.

Fontes, M. A. L. 2000. Padrões alométricos em espécies arbóreas pioneiras tropicais. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, n. 55, p. 79-87.

Franco, A.C. & Nobel, P.S. 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *J. Ecol.* 77:870-886.

Franks, S.J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. *Plant Ecology* 168: 1–11.

Fundação SOS Mata Atlântica. INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2011 Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2008 - 2010. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 122p.

Gaglioti, A. L. 2011. *Urticaceae* Juss. no Estado de São Paulo, Brasil.

Galindo-González, J.; Guevara, S. & Sosa, V. 2000. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 14: 1693-1703.

Galetti, M., & Morellato, L. P. C. (1994). Diet of the large fruit-eating bat *Artibeus lituratus* in a forest fragment in Brasil. *Mammalia*, 58(4), 661-665.

Gandolfi, S., Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Rev. brasil. Biol.* 55:753-767.

Gandolfi, S. 2000. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil).

Gentry, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84.

Gentry, A.H. & Dodson, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica* 19:149-156.

Gentry, A.H. 1991. Floristic similarities and differences between Southern Central America and upper and Central Amazonia. In *Four neotropical rain forests* (A.H. Gentry, ed.). Yale University Press, London, p.141-160.

Godoi, S. & Takaki, M. 2004. Effects of light and temperature on seed germination in *Cecropia hololeuca* Miq. (Cecropiaceae). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 47:185-191.

Griscom, B.W. & Ashton, M.S. 2003. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in southeastern Peru. *Forest Ecology and Management* 175: 445-454.

Griscom, B.W. & Ashton, M.S. 2006. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. *Journal of Tropical Ecology* 22: 587-597.

Guariguata, M. R., Chazdon, R. L., Denslow, J. S., Dupuy, J. M., & Anderson, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant ecology*, 132(1), 107-120.

Guevara, S., Purata, S. E., & Van der Maarel, E. (1986). The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio*, 66(2), 77-84.

Hallé, F.; Oldeman, R. A. A.; Tomlinson, P. B. 1978. Tropical trees and forests: an architectural analysis. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin.. 441 p.

Hasenauer, H. (1997). Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. *Forest Ecology and Management*, 96(3), 197-206.

Hegarty, E.E. 1991. Vine-host interactions. In *The Biology of vines* (F.E. Putz & H.A. Mooney, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p.357-375

Holthuijzen, A.M.A. & Boerboom, J.H.A. 1982. Experiments on the Cecropia seed bank of the Surinam lowland rainforest. *Biotropica*, 14(1): 62-8.

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

Holl, K. D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology*, 90(1), 179-187.

Holmgren, M.; Scheffer, M. & Huston, M. A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78(7): 1966-1975.

Homeier, J.; Englert, F.; Leuschner, C.; Weigelt, P. & Unger, M. 2010. Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forests in Ecuador. *Forest Ecology and Management* 259: 1399-1405.

Horn, H.S. 1971. *The adaptive geometry of trees*. Princeton University Press, Princeton.

IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <http://www.iucnredlist.org>.

Janzen, D.H. 1969. Allelopathy by myrmecophytes: the ant *Azteca* as an allelopathic agent of *Cecropia*. *Ecology*, 50:147-153.

Janzen, D. H. 1973. Sweep samples of tropical foliage insects: effects of seasons, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. *Ecology* 54: 667-701.

Jensen, J. R. I 1996. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. 2nd ed. New Jersey: Prentice Hall, 318 p.

Jones, C. G., Lawton, J. H.; Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystems engineers. *Oikos*, Copenhagen, v. 69, p. 373-386.

Juillet, N., Gonzalez, M. A., Page, P. A., & Gigord, L. D. B. (2007). Pollination of the European food-deceptive *Traunsteinera globosa* (Orchidaceae): the importance of nectar-producing neighbouring plants. *Plant Systematics and Evolution*, 265(1-2), 123-129.

Juniper, B. E. & Jeffree, C. E. 1983. *Plant Surfaces*. Edward Arnold, London, 93p.

Kainer, K.A.; Wadt, L.H.O.; Gomes-Silva, D.A.P.; Capanu, M. 2006. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. *Journal of Tropical Ecology*, 22:147- 154.

Kery, M., D. Matthies, and H. H. Spillmann. 2000. Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*. *Journal of Ecology* 88: 17-30.

Kier, G., H. Kreft, T. M. Lee, W. Jetz, P. L. Ibisch, C. Nowicki, J. Mutke & W. Barthlott. 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106: 9322-9327.

King, D. 1981. Tree dimensions: maximizing the rate of height growth in dense stands. *Oecologia*, 51(3), 351-356.

King, D. A. 1990. Allometry of saplings and understorey trees of a Panamanian forest. *Functional Ecology*, Oxford, v. 4, p. 27-32.

King, D. A. 1996 . Allometry and life history of tropical trees. *J.Trop.Ecol.*, v. 12, n. 1, p. 25-44.

Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (Vol. 620). Menlo Park, California: Benjamin/Cummings.

Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *biometrics*, 33(1), 159-174.

Larrea-Alcázar, D. M., Embert, D., Aguirre, L. F., Ríos-Uzeda, B., Quintanilla, M. & Vargas, A. 2010. Spatial patterns of biological diversity in a neotropical lowland savanna of northeastern Bolivia. *Biodiversity Conservation* 20: 1167-1182.

Laurance, W. F., & Peres, C. A. (Eds.). (2006). *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press.

Lemos de Sá, R. M. L. e Strier, K. B. 1992. A preliminary comparison of forest structure and use by two isolated groups of woolly spider monkeys, *Brachyteles arachnoides*. *Biotropica* 24(3): 455 – 459.

Lobova, T.A.; Mori, S.A.; Blanchard, F.; Peckham, H. & Charles-Dominique, P. 2003. *Cecropia* as a food resource for bats in French Guiana and the significance of fruit structure in seed dispersal and longevity. *American Journal of Botany*, 90(3):388-403.

Longino, J.T. 1989. Geographic variation and community structure in an ant-plant mutualism: *Azteca* and *Cecropia* in Costa Rica. *Biotropica* 21: 126-132.

Lorenzi, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum, 1992. 382 p.

Lorenzi, H. 2000. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 3. ed. Nova Odessa/SP, Instituto Plantarum.

Loyola, R. D., Kubota, U., da Fonseca, G. A., & Lewinsohn, T. M. 2009. Key Neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodiversity and conservation*, 18(8), 2017-2031.

- Maack, R. 1968. Geografia física do Estado do Paraná. Curitiba: CODEPAR.
- MacArthur, R. H. 1967. The theory of island biogeography (Vol. 1). Princeton University Press.
- McMahon, T. A., & Kronauer, R. E. (1976). Tree structures: deducing the principle of mechanical design. *Journal of theoretical biology*, 59(2), 443-466.
- Malizia, A. & Grau, H.R. 2006. Liana – host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. *Journal of Tropical Ecology* 22: 331-339.
- Marchesini Grassotti Dos Santos, M., Morales de Oliveira, J., Müller, S. C., & DePatta Pillar, V. 2011. Chuva de sementes de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com Araucária e campos no Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 25(1), 160-167.
- Manning, A.D., J. Fischer & D.B. Lindenmayer. 2006. Scattered trees are keystone structures-Implications for conservation. *Biological Conservation*, 132: 311-321.
- Martins, S. V.; Rodrigues, R. R. 2002. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology*, v.163, n.1, p.51-62.
- McDonnell, M. J. & E. W. Stiles. 1983. The structural complexity of old field vegetation and recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56: 109-116.
- Meira Neto, J. A. A. M., do Rêgo,, da Silva Coelho, D. J., & Ribeiro, F. G. 2003. Origem, sucessão e estrutura de uma floresta de galeria periodicamente alagada em Viçosa-MG. *Revista Árvore*, 27(4), 561-574.
- Mendes, S. L., Melo, F. R., Boubli, J. P., Dias, L. G., Strier, K. B., Pinto, L. P. S., Fagundes, V., Cosenza, B. and De Marco, P. 2005. Directives for the conservation of the northern muriqui *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotrop. Primates* 13(Suppl.):7–17.

Mittermeier, R. A., Fonseca, G. D., Rylands, A. B., & Brandon, K. 2005. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 14-21.

Moraes, P. L. R. 1992. Dispersão de sementes pelo mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy, (1806) no Parque Estadual de Carlos Botelho. *Revista do Instituto Florestal*, 4(4), 1193-1198.

Moreira, L S, 2008. Socioecologia de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, MG / Leandro Santana Moreira. – Tese de Mestrado. Viçosa, MG.

Morellato, L. P. C. (1991). Estudo da fenologia de arvores, arbustose lianas de uma floresta semidecídua do sudeste do Brasil.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

Nelson, B.W. 1994 Natural Forest disturbance and change in the Brazilian Amazon, *Remote Sensing Reviews*, v.10, p. 105 -125.

Niklas, K. J. 1994. *Plant allometry: the scaling of form and process*. University of Chicago Press.

O'brien, S. T. et al. 1995. Diameter, height, crown, and age relationships in eight neotropical tree species. *Ecology*, Ithaca, v. 76, n. 6, p. 1926-1939.

Oliveira, P.P. 2002. Ecologia alimentar, dieta e área de uso de Micos-Leões-Dourados translocados e sua relação com a distribuição espacial e temporal de recursos alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais. 234 pp.

Padilla, F. M.; Pugnaire, F. I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.4, n.4, p.196-202,

Pakkad, G. Torre, F. Elliott, S.; Blakesley, D. 2003. Selecting seed trees for a forest restoration program: A case study using *Spondias axillaries* Roxb. (Anacardiaceae). *Forest Ecology Management*, Amsterdã, v. 99, p. 363-70.

Parrotta, J., J. Turnbull, and N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1–7.

Passos, J. G., & Passamani, M. 2003. *Artibeus lituratus* (Chiroptera, Phyllostomidae): biologia e dispersão de sementes no Parque do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Santa Tereza, ES. *Natureza on line*, 1(1), 1-6.

Passos, F. C.; Silva, W.R.; Pedro, W. A. & Bonin, M.R. 2003. Frugivoria em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual Intervales, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(3):511-517.

Passos, F. C. & Graciolli, G. 2004. Observações da dieta de *Artibeus lituratus* (Olfers) (Chiroptera, Phyllostomidae) em duas áreas do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(3):487-489.

Pearcy, R. W.; Muraoka, K.; Valladares, F. 2005. Crown architecture in sun and shade environments: assessing function and trade-offs with a three-dimensional simulation model. *New Phytologist*, Lancaster, v. 166, n. 3, p. 791–800.

Pereira, H. M., Navarro, L. M., & Martins, I. S. 2012. Global biodiversity change: the bad, the good, and the unknown.

Peter, C. I., & Johnson, S. D. 2008. Mimics and magnets: the importance of color and ecological facilitation in floral deception. *Ecology*, 89(6), 1583-1595.

Peterson, C. J., and W. P. Carson. 2008. Processes constraining woody species succession on abandoned pastures in the tropics: on the relevance of temperate models of succession. Pages 367-383 in: P. W. P. Carson, and S. A. Schnitzer. *Tropical forest community ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.

Pinheiro, P. S., Carvalho, F. M., Fernandez, F. A., & Nessimian, J. L. 2002. Diet of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37(3), 213-218.

Pizo, M. A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape in southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* 15(supl.): 117-126.

Poorter, L.; Bongers, L.; Bongers, F. 2006 Architecture of 54 Moist-Forest Tree Species: Traits, Trade-offs, and functional groups. *Ecology*, Washington, v. 87, n. 5, p. 1289-1301.

Pugnaire F I, Armas C, Maestre F T 2011. Positive plant interactions in the Iberian Southeast: Mechanisms, environmental gradients, and ecosystem function. *Journal of Arid Environments* 75: 1310-1320.

Putz, F. E., Coley, P. D., Lu, K., Montalvo, A., & Aiello, A. 1983. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. *Canadian Journal of Forest Research*, 13(5), 1011-1020.

Putz, F.E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65:1713-1724.

Putz, F.E. & Chai, P. 1987. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. *Journal of Ecology* 75: 523-531.

Radambrasil, P. (1977). Levantamento de Recursos Naturais, folha NA-19, vol. 14: Iça. *Ministerio das Minas e Energia, Departamento Nacional da Produção Mineral, Rio de Janeiro*.

Ramirez, M. J 1988. The Wolly Monkeys, Genus *Lagothrix*, p.539-575. In: R. A. Mittermeier (Ed.). *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*. Washington, D.C., WWF, Vol. 2, 61.

Reddy, M.S. & Parthasarathy, N. 2006. Liana diversity and distribution on host trees in four inland tropical dry evergreen forests of peninsular India. *Tropical Ecology* 47: 109-123.

Reich, P.B., Tjoelker, M.G., Walters, M.B., Vanderklein, D.W. & Buschena, C. 1998. Close association of RGR, leaf and root morphology, seed mass and shade tolerance in seedlings of nine boreal tree species grown in high and low light. *Functional Ecology* 12:327-338.

Reis, A.; Zambonin, R. M.; Nakazono, E. M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 42 p. (Série cadernos da reserva da biosfera, 14).

Reis, A.; Bechara, F.C.; Espindola, M.B.; Vieira, N.K.; Souza, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 1 (1), p. 28-36, 85-92.

Reis, Ademir; Kageyama, Paulo Yoshio. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama, Paulo Yoshio; Oliveira, Renata Evangelista; Moraes, Luiz Fernando Duarte; Engel, Vera Lex.; Gandara, Flávio Bertin (Org.). 2003, Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF. p. 98-110.

Rickson, F.R. 1976. Ultrastructural differentiation of the Müllerian Body glycogen plastid of *Cecropia peltata* L. *American Journal of Botany* 63(9): 1272-1279.

Riginos, C.; Grace, J.B.; Augustine, D.J.; Young, T.P. 2009. Local versus landscape-scale effects of savanna trees on grasses. *Journal of Ecology*, v. 97, n. 6, p. 1337-1345.

Ricklefs, R.E. 1996. A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica. Rio de Janeiro, Guanabara/Koogan 357-358.

Ricketts, T. H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*. v. 158, n. 1, p. 87-99,

Rodrigues, R.R. 1992. Análise de um remanescente de vegetação natural às margens do rio Passa Cinco, Ipeúna, SP. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Rodrigues, R. R., de Freitas Leitão Filho, H., Lima, M. I. R., & Kon, S. 2000. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Edusp.

Rodrigues, R. R., Lima, R. A., Gandolfi, S., & Nave, A. G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242-1251

Romaniuc Neto, S. 1999. Cecropioideae (C.C. Berg) Romaniuc Neto stat. nov. (Moraceae-Urticales). *Albertoa*, nova série 4:13-16.

Rukke, B. A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography*, 23(4), 492-502.

Sankaran, M.; Ratnam, J.; Hanan, N. P. 2004. Tree grass coexistence in savannas revisited – insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. *Ecology Letters*, v. 7, p. 480-490.

Santos, C. A. B., & Nogueira-Filho, S. L. G. 2012. Disponibilidade de frutos para caititus, *Tayassu tajacu* L. 1758 (Mammalia, Artiodactyla) no sul da Bahia. *Revista Semiárido De Visu*, 2(2), 265-273.

Scarano, F. R. 2000. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic forest periphery. Pp. 176-182. In: T. B. Cavalcanti & B. M. T. Walter (eds.). *Tópicos Atuais em Botânica*. Embrapa/Sociedade Botânica do Brasil.

Schupp E. W. 1986. Azteca protection of *Cecropia*: ant occupation benefits juvenile trees. *Oecology* 70: 379-385.

Scholes, R.J.; Archer, S.R. 1997 Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 28, p. 517-544.

Sette, I. D. M. 2012. Interação morcego-fruto: estado da arte no Brasil e um estudo da chuva de sementes por aves e morcegos em uma área do Cerrado em Brasília.

Shepherd, G. J. 2000. Conhecimento de diversidade de plantas terrestres do Brasil. Relatório técnico não publicado. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Ministério do Meio Ambiente-MMA. Brasília, DF, 53.

Shumway, S. W. 2000. Facilitative effects of a sand dune shrub on species growing beneath the shrub canopy. *Oecologia*, 124: 138-148.

Silva, S. C., Cerezini, M. T., Santos, C. F., Barbosa, J., & Mendonça, A. H. 2009. Modelos alométricos como preditores das estratégias de alocação de recursos em árvores emergentes e de subdossel. USP.

Silva, J. A., da Silveira Reis, T. E., & Reis, L. C. (2008). Análise da infestação do amarelinho (*Tecoma stans*) na zona rural do município de Bandeirantes-PR. *Semina: Ciências Agrárias*, 29(1), 83-92.

Silva Junior, Wilson Marcelo da; Alves Meira-Neto, João & da Silva Carmo, FI& ; Rodrigues de Melo, Fabiano; Santana Moreira, Leandro ; Ferreira Barbosa, Elaine ; Dias, Luiz Gustavo ; da Silva Peres, Carlos Augusto . 2009 . Habitat Quality of the Woolly Spider Monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). *Folia Primatologica* (Online), v. 80, p. 295-308.

Silva Junior, Wilson Marcelo ; Meira-Neto, João Augusto Alves ; Melo, Fabiano Rodrigues ; Barbosa, Elaine Ferreira ; Moreira, Leandro Santana . 2010. Structure of Brazilian Atlantic forests with occurrence of the woolly spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). *Ecological Research*, v. 25, p. 25-32.

Smith, L. B.; Dieter, C. W.; Klein, R. M. 1981. Gramíneas. In: R. Reitz (ed.) *Flora Ilustrada Catarinense*, Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Smythe, N. 1986. The importance of mammals in neotropical forest management. In: Figueroa-Colón, Jonathan (Ed.). *Management of the forests of Tropical America: prospects and technologies*. Puerto Rico: USDA Forest Service, p. 79-98.

Sodhi, N. S., Brook, B. W., Bradshaw, C. A. J., 2009. Causes and consequences of species extinctions. In: Princeton Guide to Ecology (S. A. Levin, ed.), Princeton University Press, 514-520.

Sposito, T. C. S. 1994. Arquitetura e alometria de três espécies de Cecropia (Cecropiaceae) da Região Sudeste do Brasil.

Sposito, T. C. S. 1999. Tamanho, forma, alometria e crescimento em algumas espécies de Cecropia (Cecropiaceae) do Brasil.

Sposito, T. C.; Santos, F. A. M. 2001 Architectural patterns of eight Cecropia (Cecropiaceae) species of Brazil. *Flora (Jena)*, München, v. 196, n. 3, p. 215-226.

Stachowicz, J. J. 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *Bioscience* 51: 235–246.

Sterck, F., & Bongers, F. 1998. Ontogenetic changes in size, allometry, and mechanical design of tropical rain forest trees. *American Journal of Botany*, 85(2), 266-266.

Strier, K. B., 1991. Diet in one group of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *American Journal of Primatology*, 23: 113-126.

Strier, K. B. e Fonseca, G. A. B. da. 1996/1997. The endangered muriqui in Brazil's Atlantic forest. *Primate Conserv.* (17): 131–137.

Strier, K. B., Boubli, J. P., Possamai, C. B., & Mendes, S. L. (2006). Population demography of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/Reserva Particular do Patrimônio Natural-Feliciano Miguel Abdala, Minas Gerais, Brazil. *American Journal of Physical Anthropology*, 130(2), 227-237.

Strier, K. B. 2000. Population viabilities and conservation implications for Muriquis (*Brachyteles aracnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 903–913.

Strier, K. B., & Boubli, J. P. (2006). A history of long-term research and conservation of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA. *Primate Conservation*, 53-63.

Sun, D., and G. R. Dickinson. 1996. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. *Biotropica* 28: 272–276.

Tabanez, A.A.J.; Viana, V. 2000. Patch structure within Brazilian Atlantic Forest fragments and implications for conservation. *Biotropica* 32(4b): 925-933.

Tabarelli, M. & Mantovani, W. 1997, Colonização de clareiras naturais na floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. *Rev. Brasil. Bot.*, 20: 57-66.

Tabarelli, M., & Mantovani, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2), 239-250.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. *Plant Ecology*, Dordrecht, v. 148, n. 2, p. 149-155.

Tewksbury, J. J.; Lloyd, J. D. 2001. Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and benefactor size. *Oecologia*, 127:425- 434.

Tischendorf, L., D. J. Bender, and F. L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* 18:41-50.

Thorpe, A. S., V. Archer, and T. H. Deluca. 2006. The invasive forb, *Centaurea maculosa*, increases phosphorus availability in Montana grasslands. *Applied Soil Ecology* 32: 118-122.

Tres, D. R., & Reis, A. 2009. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. *Biotemas*, 22(4), 59-71.

Válio, I. F. M. & Joly, C. A. 1979. Light sensitivity of the seeds on the distribution of *Cecropia glaziovii* Snethlage (Moraceae). *Z. Pflanzenphysiol.* Bd. 91:371-376.

Vázquez-Yans C. & Orozco-Segovia, A. 1986. Dispersal of seeds by animals: effect on light controlled dormancy in *Cecropia obtusifolia*. In: Estrada, A. & Fleming, T.H. (Eds.), *Frugivores and seed dispersal*. W. Junk Publishers, Dordrecht, p.71-77.

Veblen, T. T. 1982. Regenerations patterns in *Araucaria araucana* forests in Chile. *Journal of Biogeography*, v.9, n.1, p.11-28.

Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R., & Lima, J. C. A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.

Vianna-Filho, M. D. M.; Carrijo, T. T.; Lacerda, R. W. de; Carauta, J. P. P. 2005. *Cecropia* (Cecropiaceae) – Guia para Coleta. *Albertoa*, Série Urticineae (Urticales). v. 23, p. 165-170.

Vieira, I. C. G., C. Uhl, and D. Nepstad. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. *Vegetatio* 115: 91–99.

Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and two major groups of forest trees. *Ecology* 70:536-538.

Whitmore, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pp. 3-14. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard, Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago.

Wilcove, D. S., Mc Lellan, C. H., & A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pp. 237-256 in Soulé, M. E. (ed.). Conservation biology. The science of scarcity and diversity. Sunderland, Mass.

Yarranton, G. A, and R. G. Morrison. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62: 417–428.

Young, K. R. 1991. Natural history of an understory bamboo (*Chusquea* sp.) in a tropical timberline forest. *Revista Biotropica*, St. Louis, v. 23, n. 4b, p. 542-554.

Zahawi, R.A.; Augspurger, C.K. 2006. Tropical forest restoration: Tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecological Applications*, Tempe, v.16, n. 4, p.464-478.

## 10.0- Anexo 1 - Memorial de cálculo para o Índice Kappa.

O processo de avaliação mais rigoroso é aquele em que cada ponto da imagem temática tenha um ponto correspondente na imagem de referência. Sendo assim, tem-se aplicado técnicas de amostragens para avaliar imagens temáticas geradas de sensoriamento remoto. O procedimento mais utilizado consiste na utilização de amostras testes que devem ser identificadas e nomeadas corretamente pelo analista antes da classificação. Dados de referência tais como fotos aéreas, mapas, visitas ao campo são importantes para uma melhor caracterização das amostras testes.

De posse dos dois mapas (temático e de referência), é necessário identificar as classes assinaladas a cada ponto em ambos os mapas. Estes dados são tabulados e reportados numa matriz de contingência, também conhecida como matriz de erros que tomam a forma de uma matriz de  $m \times m$ , onde  $m$  é o número de classes sendo analisadas. As linhas na matriz representam as classes derivadas do mapa de referência enquanto que as colunas são associadas com as classes geradas da classificação. De posse das informações presentes na matriz de erros, pode-se calcular o índice Kappa para a categoria *Cecropia*.

Imagem de Referência	Imagem Classificada (Temática)				
	Embauba	Pasto	Mata	Total	
<i>Cecropia</i>	45	10	6	61	
Pasto	2	15	1	18	
Mata	6	5	52	63	
Total	53	30	59	142	
E.C.(%)	15,09	50,00	13,46		

$$K_{cond.} = \frac{N_{xii} - x_{i+} * x_{+i}}{N}$$

$$N_{xii} - x_{i+} * x_{+i}$$

$$K_{embaúba} = \frac{142 \times 45 - 61 \times 53}{142 \times 61 - 61 \times 53}$$

$$142 \times 61 - 61 \times 53$$

$K_{embaúba} = 0,5815 = 58,15\%$  , cujo índice tabelado **verifica uma BOA acurácia**.

## RESUMO

**COSENZA**, Braz Antonio Pereira, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2014. **O biocorredor Brigadeiro-Caparaó com *Cecropia hololeuca* (*Urticaceae*) como espécie-chave.** Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.

A conversão da cobertura florestal original, em áreas agropastoris na região tropical, tem levado espécies animais e vegetais, que outrora viviam em áreas contínuas, ao isolamento em fragmentos com diversos tamanhos e padrões espaciais. A implementação de corredores ecológicos tem se tornado uma alternativa para reduzir os impactos da fragmentação florestal, porém seu custo financeiro ainda o torna inviável em grandes escalas. Neste estudo propomos um corredor ecológico, com baixo custo de implantação, indicado pela espécie-chave pioneira *Cecropia hololeuca*, na sucessão por facilitação fundamental à conectividade entre fragmentos de uma paisagem de Mata Atlântica. A pesquisa foi realizada num polígono compreendido entre os parques Estadual da Serra do Brigadeiro e Parque Nacional do Caparaó. A proposta de edificação do biocorredor, foi a partir da avaliação do padrão de distribuição espacial de *Cecropia hololeuca* através de imagens de satélite Rapid Eye, e análises geradas a partir de dados do Índice de Moran's I, correlacionadas com metadados de levantamentos de ocorrência de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro e extrapolado para toda área proposta para o biocorredor. Após a verificação dos pontos, foram analisados num SIG com o objetivo de calcular o índice de densidade Kernel, criando uma imagem representativa da densidade de *C. hololeuca*. Para criação das melhores rotas e demarcação do biocorredor foi mostrado pelo índice probabilístico Fuzzy, que transforma os valores de densidade de *C. hololeuca* numa imagem/mapa. As melhores rotas de ligação do biocorredor foram traçadas utilizando como critério a superfície de custo, a origem e o destino da rota, entre os Parques Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB e Nacional do Caparaó- PNC, com regiões com maior densidade de *C. hololeuca*. O resultado do estimador de densidade por Kernel indicou que a dependência espacial é uma variável significativa, o que sugere fortemente um padrão de facilitação/nucleação de *C. hololeuca* na paisagem. As análises espaciais juntamente com o sensoriamento remoto se mostraram capazes de detectar um padrão de distribuição espacial agregado de *Cecropia hololeuca* na paisagem, revelando a possibilidade de criação de um corredor proposto como um modelo linear, mas também revelando a potencialidade já existente da conexão por trampolins ecológicos (Stepping-stones). Foi gerado a

rota do biocorredor, com 90 km de comprimento linear, 100 metros de largura média, e uma área de 2.678ha, interligando o norte do PESB ao sul do PNC. O modelo proposto em que *Cecropia hololeuca* é o elemento funcional e conector, na paisagem, diminui dramaticamente custos operacionais, logísticos e financeiros de implantação de corredores ecológicos por utilizar as próprias funções ecossistêmicas.

## ABSTRACT

**COSENZA**, Braz Antonio Pereira, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2014. The biocorredor Brigadeiro-Caparaó with *Cecropia hololeuca* (Urticaceae) as key species. Adviser: João Augusto Alves Meira Neto.

The conversion of the original forest cover in agropastoral areas in the tropical region, has led animal and plant species that once lived in contiguous areas, the insulation fragments with different sizes and spatial patterns. The implementation of ecological corridors has become an alternative to reduce the impacts of forest fragmentation, but its financial cost still makes it impractical in large scales. In this study we propose a functional ecological corridor, with low cost of deployment, indicated by key species pioneer *Cecropia hololeuca*, in succession by facilitating essential for connectivity between fragments of a landscape of Atlantic forest. The research was carried out in polygon between the State Parks of the Serra Brigadeiro and the Caparao National Park. The proposed building functional bio-corridor, was based on the evaluation of the spatial distribution pattern, *Cecropia hololeuca* through satellite images Rapid Eye, and analysis of data generated from the Moran's I index, correlated with metadata surveys occurrence of muriqui-northern (*Brachyteles hypoxanthus*) in the Serra do Brigadeiro State Park and extrapolated to the whole proposal for biocorridor area. After checking the points, were analyzed in a GIS with the objective to calculate the density index Kernel, creating a representative image density/ha of *C. hololeuca*. The creation of the best routes and demarcation of bio-corridor, was utilized the probabilistic fuzzy index, transforming the density values of *C. hololeuca* an image/map. Optimal routes to link the bio-corridor were traced using as criteria, the cost surface the origin and route destination, between the State Park of Serra do Brigadeiro - PESB and National Park Caparao-PNC, regions with higher density of *C. hololeuca*. The result of the kernel density estimator for indicated that spatial dependence is a significant variable, which strongly suggests a pattern of facilitation/nucleation *C. hololeuca* the landscape. The spatial analyzes along with remote sensing proved able to detect a pattern of aggregated spatial distribution of *Cecropia hololeuca* landscape, revealing the possibility of creating a functional corridor proposed as a linear model but also revealing the potentiality of existing one connection by stepping stones (Stepping-stones). The route of biocorredor was generated with 90 km length linear, 100 meters average width, and area 2.678hainterconnecting the northern PESB south of the PNC. The proposed model in which *Cecropia hololeuca* is the functional element and connector the landscape, dramatically

lowering operating costs, logistical and financial tools of implantation of ecological corridors by using their own ecosystem functions.

## CAPÍTULO II

### O biocorredor Brigadeiro-Caparaó com *Cecropia hololeuca* (Urticaceae) como espécie-chave

#### 1.0 - Introdução

A perda de áreas naturais causada por atividades antrópicas, resultou em uma fragmentação dos habitats (Mittermeier et al., 2005). Não apenas as mudanças climáticas, mas também a perda de habitat e a fragmentação, foram identificados como as ameaças contemporâneas mais importantes à conservação da biodiversidade (Opdam & Wascher, 2004; Lindenmayer & Fischer, 2007). A fragmentação do habitat é um grande fator-chave na dinâmica das populações, uma vez que afeta o movimento ou fluxo de organismos e genes e, portanto, a acessibilidade de recursos entre paisagens (Taylor et al., 1993). A troca de material genético entre diferentes comunidades espacialmente distintas tem um impacto fundamental sobre os processos ecológicos, como a diversidade e, as funções dos ecossistemas (Young & Clarke, 2000). A redução em área causa diminuição de recursos naturais do habitat e leva a uma diminuição na riqueza de espécies (Spellerberg, 1993), o que pode causar erosão genética, endogamia e uma diminuição da capacidade de adaptação (Dawson, 1994). Conseqüências desses fatores podem resultar em depleção de variância genética dentro de uma área, causando extinção de espécies.

Os efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade dependem de características específicas de cada espécie dos fragmentos e da matriz circundante (Ewers & Didham, 2006; Fahrig, 2003; Henle et al., 2004). Embora a perda de habitat, por si só reduz o tamanho da população, em última análise a perda de espécies e suas interações (Bierregaard et al., 1992; Fahrig, 2003; Franklin & Forman, 1987; Saunders et al., 1991), inclui uma fragmentação com ampla variedade de padrões e processos e conseqüências muito mais complexas para a biodiversidade.

A Conectividade refere-se à capacidade das espécies, dos recursos e processos ecológicos se movimentarem através de paisagens (Lindenmayer & Fischer, 2007). A medida mais importante para pensar, a fim para neutralizar os impactos negativos da fragmentação e perda de habitat, está em gerenciar a conectividade da paisagem (Heller & Zavaleta, 2009). Diferentes organismos ou processos têm diferentes graus de conectividade na mesma paisagem.

O conceito é, portanto, inteiramente dependente tanto no organismo quanto no processo estudado em uma paisagem, no espaço e escalas temporais em que a propriedade é estudada. Isto significa que as métricas de conectividade, bem como definições, inferências feitas a partir de experiências e aplicações, incluindo o planejamento físico, precisam ser considerado em relação ao organismo, processos, e escalas (Tischendorf & Fahrig, 2000; Moilanen & Hanski, 2001; Lindenmayer et al., 2008; Hodgson et al., 2009; Doerr et al., 2011; Hodgson et al., 2011).

A conectividade, uma medida do fluxo de organismos ou de genes entre as unidades de uma paisagem (Hanski & Simberloff, 1997; Tischendorf & Fahrig, 2000), pode apresentar tanto aspectos estruturais como funcionais (Wiens et al., 2002). Estruturalmente a conectividade é função da configuração espacial remanescentes de habitat, e é influenciada pela distância entre os fragmentos (Metzger & Décamps, 1997; Bunn et al., 2000), pelo grau de permeabilidade da matriz dos ambientes alterados do entorno (Kupfer et al., 2006) e pela presença e densidade de corredores (Beier & Noss, 1998).

Segundo Forman (1995), o aumento da conectividade, por meio dos corredores ecológicos, constitui uma estratégia para minimizar a fragmentação de habitats e isolamento de populações, e têm sido amplamente defendidos para o planejamento em ações de conservação como uma forma de reduzir a perda de habitat e extinção de espécies (Harris, 1984; Noss, 1987; Bennett, 1990; Saunders & Hobbs, 1991; Laurence, 1991).

A criação e implantação de corredores de ecológicos tem recebido muita atenção mundial durante as duas últimas décadas, embora a utilidade dos corredores tenha sido debatida e criticada (Simberloff & Abele, 1976; Simberloff & Cox, 1987; Simberloff & Cox, 1992), muitos autores concordam que corredores facilitam a dispersão de animais de habitats isolados e colaboram contra processos biológicos que levam a extinção de espécies (Noss, 1983; Noss, 1987; Noss, & Harris, 1986; Beier, 1995). Embora a ideia de conectar os fragmentos, possa parecer simples à primeira vista, a identificação, o design e desenvolvimento desses corredores em grandes paisagens fragmentadas apresentam grandes desafios (Beier & Loe, 1992.) Essa importância, em termos de ecologia e conservação de populações, demonstra que conhecer esses ambientes é fundamental para entender os mecanismos de manutenção e a recomposição dos fragmentos e também para propor metodologias de preservação e de recuperação de áreas (Primack & Rodrigues, 2001).

## 2.0 - Teorias biogeográficas e corredores

A teoria da biogeografia de ilhas tem sido o foco central da biologia da conservação por várias décadas, onde paisagens continentais são vistas como "ilhas" ou manchas de habitat inseridos numa matriz antropizada com fragmentos isolados de vários tamanhos Prugh et al (2008). Isso permitiu a aplicação da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de ilhas para ambientes fragmentados.

Proposta por MacArthur & Wilson (1967), esta teoria prevê que o número de espécies de uma ilha seja determinado pelo equilíbrio entre a imigração de novas espécies e a extinção daquelas já presentes. As taxas de imigração e extinção dependem do tamanho da ilha e da distância a um reservatório (fonte) continental de espécies. Embora a Teoria de Biogeografia de Ilhas não trate do planejamento da conservação, logo após a sua publicação vários autores propuseram a sua aplicação no planejamento e conservação de áreas protegidas. (Bell, 2001; Hubbel, 2005; Ricklefs, 2006).

Diamond (1975) argumentou que as reservas de fauna poderiam ser consideradas como "ilhas continentais" com taxas de extinção previsíveis, e que essas taxas poderiam ser minimizadas seguindo os princípios da Teoria de Biogeografia de Ilhas. O autor propôs alguns critérios para orientar o desenho das reservas, segundo os quais uma reserva grande é melhor do que uma pequena; reserva grande é melhor do que várias pequenas que totalizam a mesma área; reservas mais próximas entre si são melhores do que reservas distantes umas das outras; reservas agrupadas são melhores do que reservas dispostas em linha reta; reservas ligadas por corredores são melhores do que as que não têm ligação entre si e reservas circulares são melhores do que reservas alongadas ou de forma irregular.

A importância da área do fragmento e seu isolamento foi enfatizado, em grande parte, através da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). Embora os conceitos introduzidos por esta teoria continuem importantes, a sua aplicação para ecossistemas terrestres vem sendo questionada (Rolstad, 1991; McIntyre & Barrett, 1992). A importância da dinâmica da metapopulação tem sido enfatizada em vários estudos (Howe et al., 1991, Fahrig & Merriam, 1994), sugerindo que o habitat fragmentado pode não ser capaz de manter populações viáveis de espécies isoladas, mas, que eles possam sobreviver com alguma troca de material genético entre indivíduos e fragmentos.

### **3.0 - Dinâmica de metapopulações**

Um conceito intimamente ligado ao da biogeografia de ilhas é a metapopulação (Levins, 1969; Hanski & Simberloff, 1997; Hubbell, 2001), que pode ser definido como sendo um conjunto de populações locais, onde a dispersão de indivíduos de uma população para outra é possível. De acordo com este conceito deve haver o processo de dispersão entre os fragmentos, pressupondo permeabilidade entre eles. Esta dispersão não deve ser tão alta que caracterize uma população única e nem tão baixa ao ponto de manter as populações completamente isoladas (Szacki, 1999).

Conservacionistas sugerem a criação de metapopulações para espécies ameaçadas como meio de manter populações entre áreas de crescente fragmentação de habitat (Hanski & Gilpin, 1997), promovendo a permeabilidade da paisagem para as populações isoladas, e possibilitando a migração entre fragmentos florestais (Tabarelli & Mantovani et al., 1999), a fim de minimizar os efeitos genéticos e aumentar a probabilidade de manutenção das populações de espécies da fauna e flora nos fragmentos (Kageyama et al., 1998).

Segundo Bezerra et al. (2007) a implantação de corredores ecológicos são uma alternativa possível para preservação e recuperação desses habitats fragmentados e isolados, pois permitem unir em uma mesma paisagem um conjunto de áreas florestais e não florestais inseridas em uma matriz de ocupação humana contemplando atividades econômicas de todos os tipos.

### **4.0 - A estrutura da paisagem**

As unidades reconhecidas no mosaico que compreende a paisagem são os fragmentos, a matriz e os corredores. O arranjo espacial, ou estrutura desses elementos, suas funções, interações e as alterações sofridas ao longo do tempo são propriedades fundamentais da paisagem (Forman & Gordon, 1981; Turner, 1996). A ecologia da paisagem, mais do que um estudo das relações entre o meio físico e biótico, introduziu a preocupação com os padrões da paisagem e dos seus condicionantes tendo como base as ciências geográficas e ecológicas, a ecologia da paisagem estuda a estrutura, função e mudança nos elementos espaciais da paisagem ao longo do tempo (Herrmann, 2012).

Segundo Forman (1997) a ecologia de paisagens, aborda o conhecimento da estrutura e a função da paisagem, ou seja, a análise pelo qual os diferentes

elementos da paisagem se integram e se organizam espacialmente pode nos fornecer a chave sobre os processos que estão ocorrendo, sendo decorrentes de interações espaciais e processos ecológicos, causas e conseqüências da heterogeneidade espacial.

A utilização de dados espaciais possibilita estudos ambientais de composição (diversidade biológica) e disposição (efeitos de fragmentação) dos fragmentos estudados. Tal processo pode ser realizado por meio do uso de um Sistema de Informação Geográfica (SIG). As análises de imagens de satélites, permitem calcular conectividade, perímetro e outros indicadores fundamentais para a tomada de decisão dos gestores e pesquisadores é uma ferramenta tecnológica importante quando aliada a modelos teóricos de ecologia de paisagens (Spinola et al., 2005)

Metzger (2001) definiu paisagem como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas”, desta forma a ecologia de paisagem, é construída tendo como base o papel da heterogeneidade no espaço e no tempo (Sanderson & Harris, 2000).

#### **4.1 - Elementos da paisagem: matriz e fragmento**

##### **a) Matriz**

Muitos biólogos da conservação têm ignorado a importância fundamental da matriz (Lindenmayer & Franklin, 2002; Franklin & Lindenmayer, 2009), concentram-se em áreas com grandes fragmentos conservados, como reservas e corredores ecológicos intactos como a principal estratégia para a conectividade para conservar a diversidade biológica. As abordagens para a gestão da matriz tem implicações importantes e fundamentais para a biologia da conservação, como desenhos para reservas, processos de metapopulações, conectividade e espécies persistentes em paisagens modificadas pelo homem (Sisk et al., 1997),

A matriz é o elemento dominante que controla a dinâmica da paisagem, sendo a área mais extensa e mais conectada (Forman & Godron, 1986; Forman, 1995). Pode ser considerada como o meio onde estão contidas as outras unidades, representado um estado atual do habitat: intacto, alterado ou antropizado. A matriz é uma área heterogênea que contém diversos tipos de unidades de não-habitat, que podem impedir ou contribuir para o movimento de organismos entre os fragmentos, influenciando a conectividade da paisagem de diversas maneiras, funcionando como barreira à movimentação de indivíduos

entre os fragmentos, restringindo populações locais aos limites destes e intensificando o efeito do isolamento. Em ambientes primários, representa o habitat natural, em ambientes fragmentados, ela envolve os remanescentes do ambiente original (Mcintyre & Hobbs, 1999), os quais constituem os fragmentos.

A matriz em torno dos fragmentos também influencia a sua estrutura e dinâmica (Brotons et al., 2003; Cook et al., 2002; Prevedello & Vieira, 2011; Prugh et al., 2008), a qualidade da matriz pode ir desde uma paisagem agrícola completamente desmatada a uma vegetação secundária, variando imensamente na qualidade e permeabilidade para cada espécie. A qualidade da matriz determina a conectividade, a dispersão e as taxas de mortalidade, e sua influência pode até reduzir as áreas dos fragmentos do isolamento (Cook et al., 2002; Ewers & Didham, 2006). A matriz de elevada qualidade (por exemplo, regeneração florestal) pode minimizar efeitos de borda nas comunidades dos fragmentos (Pardini et al., 2009).

A matriz antrópica diversificada e estruturalmente complexa, pode até abrigar uma fração significativa da biota original, reduzindo potencialmente a perda de biodiversidade (Lindenmayer, 2005; Pardini et al., 2009). Por exemplo, na floresta do Quênia ocidental, algumas espécies de aves (11% de 194 espécies que dependem da floresta) também usam terras agrícolas próximo da floresta como habitat de alimentação, obtendo acesso aos recursos adicionais de alimentos fora do seu núcleo habitat. Assim, agrossistemas com uma estrutura de habitat diverso podem ter alguma capacidade de minimizar a perda da floresta (Pardini et al., 2009).

A similaridade estrutural entre a matriz e o habitat dos fragmentos influencia na capacidade de cada espécie em atravessar a matriz, quanto mais similar, mais permeável ela deve ser para as espécies. Entretanto, cada espécie apresenta um nível próprio de tolerância, podendo ter a capacidade de habitar a matriz ou de apenas atravessá-la. Deste modo, a matriz irá funcionar como um filtro seletivo para a dispersão dos indivíduos, determinando quais espécies serão capazes de atravessá-la e com que frequência (Pires et al., 2006).

## **b) Fragmento**

As características do fragmento são importantes para a compreensão dos efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade. Além da perda de habitat original (Tilman et al., 1994), o tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos são

propriedades importantes (Fahrig, 2003). Para alguns táxons, como borboletas, a heterogeneidade de habitats parece ser um fator determinante, mais importante na diversidade do que do tamanho dos fragmentos e seu isolamento (Kivinen et al., 2006; Rundlof & Smith, 2008; Weibull et al., 2000), e isso pode ser confirmado para herbívoros e outros insetos também. A área necessária para manter populações é determinada pelo tamanho da área do fragmento, com áreas menores geralmente contendo menos indivíduos e espécie do que áreas maiores (Debinski & Holt, 2000).

Os efeitos temporais também são dependentes de tamanho do fragmento, porque o que ocorre rapidamente em pequenos fragmentos, pode ocorrer lentamente em fragmentos maiores (Terborgh et al., 1997). Dois aspectos do isolamento do fragmento são particularmente importantes: a conectividade e a disponibilidade de corredores.

## **4.2 - Conectividade da paisagem**

A conectividade é a capacidade da paisagem em promover o movimento entre os fragmentos ou manchas de habitat (Taylor et al., 1993), atuando no isolamento efetivo das populações. Pode-se dizer também que é uma medida da intensidade da união de sub-populações em uma unidade demográfica, a metapopulação (Merriam & Lanoue, 1990). Dois tipos de conectividade são diferenciadas, a estrutural e a funcional. A primeira descreve relações físicas entre as manchas, como distâncias entre elas e os corredores. É baseada completamente na estrutura da paisagem, relevando as respostas dos organismos (Taylor & Merriam 1996). A conectividade estrutural ignora a resposta comportamental de organismos à estrutura da paisagem e apenas descreve relações físicas entre os fragmentos da paisagem, tais como corredores ecológicos ou distâncias entre fragmentos.

Hilty et al (2006) enfatizam a necessidade de se considerar a importância funcional do corredor em detrimento de sua estrutura (Forero-Medina & Vieira, 2002). O conceito de conectividade " estrutural " é usualmente adotado para a conectividade do fragmento. Em contraste, em paisagens contínuas, a ecologia de paisagens se concentra no movimento através da paisagem e da interação entre as características da matriz e do comportamento do movimento dos organismos Wiens et al. (1993) e Wiens (1997).

A conectividade funcional considera as respostas comportamentais aos elementos da paisagem junto com a estrutura espacial (Goodwin, 2003), como a ligação funcional entre fragmentos de habitat e conexão através de uma continuidade estrutural, porque os organismos usam o habitat da 'matriz', ou porque as habilidades de dispersão dos organismos lhes permitem se deslocar entre fragmentos discretos, percebendo-os como funcionalmente conectados (With & King, 1999).

A diminuição da conectividade, ao limitar a dispersão, pode ter conseqüências negativas nas populações por que reduz o fluxo genético entre elas. Isto pode levar a extinção tanto por deriva ecológica (Hubbell, 2001) quanto por endocruzamento e perda de diversidade genética (Gibbs, 2001). Assim, a conectividade na paisagem é fator fundamental na ecologia da conservação e na ecologia da paisagem (Wu & Hobbs, 2002).

## **5.0 - Corredor ecológico: Concepções**

Uma paisagem característica estrutural de grande importância para a conectividade é a presença de corredores, que pode ser natural ou artificial. Eles são elementos da paisagem que facilitam o movimento de organismos entre os fragmentos, promovendo conectividade biótica e sincronia (Hilty et al., 2006). Experimentos recentes têm demonstrado que os corredores têm um papel fundamental na manutenção de populações de plantas e animais e suas interações em paisagens fragmentadas, e que os fragmentos ligados reter mais espécies da biota nativa do que os isolados (Damschem et al., 2006; Tewksbury et al., 2002 ).

O termo "corredor" tem uma vasta definição (Beier & Loe, 1992; Simberloff et al., 1992; Rosenberg et al., 1997). O conceito geral define corredor como sendo "um elemento de ligação na paisagem, distinto dos demais ambientes do entorno e capaz de conectar duas áreas de hábitat" (Dunster & Dunster, 1954). Forman & Godron (1986), propõem corredores como sendo "pequenas faixas estreitas da paisagem que diferem da matriz, ambiente no qual as manchas de hábitat e os corredores estão inseridos. Tischendorf & Fahrig (2000) definem corredores como faixas estreitas e contínuas de hábitat que conectam estruturalmente manchas de hábitat não-contínuas.

Segundo a Unesco (2003), os estudos de Leopold (1949) já identificavam o trânsito de indivíduos de uma mesma espécie entre populações distintas, Preston (1962) recomendava o uso de conexões entre reservas. O termo "corredor" foi

primeiramente empregado por Simpson (1963), nas suas considerações sobre a dispersão da fauna entre os continentes. Desde esse conceito de corredores intercontinentais, atestados por diversos estudos inclusive no campo da paleontologia, o enfoque já se modificou bastante para as conexões naturais entre fragmentos preservados (Unesco, 2003).

O conceito de Corredores Ecológicos no Brasil vem sendo amplamente discutido desde 1996, tendo se iniciado com a iniciativa do Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil – PPG-7 (Ayres et al., 2005). As iniciativas de conservação dos biomas brasileiros inicialmente priorizaram as formações florestais, especialmente a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica, abrangidas pelo PPG-7, atualmente incluem áreas do Cerrado e Caatinga, além dos ambientes marinhos.

Ayres et al. (2005) propõe que corredor ecológico é uma unidade de planejamento de abrangência regional, que pressupõe ações integradas e coordenadas que permitam o fortalecimento do sistema de unidades de conservação e vise à conservação de um determinado bioma por meio da manutenção da sua diversidade biológica. O CONAMA (1993) define Corredor Ecológico ou Corredor entre remanescentes como uma faixa de vegetação que se forma, por regeneração natural ou reflorestamento, entre remanescente de vegetação primária ou de vegetação em estágio médio a avançado de regeneração, capaz de propiciar habitat ou servir de área de trânsito para a fauna residente nos fragmentos.

Anderson e Jenkins (2006) a respeito dos conceitos de corredores, incluem também as estruturas artificiais, tais como túneis e passagens subterrâneas, construídos sob estradas, para possibilitar a movimentação de animais. Assim, o conceito de corredor está estreitamente vinculado à função por ele desempenhada na paisagem, onde se incluem os fluxos de energia, de nutrientes e de genes entre populações separadas ou mesmo comunidades biológicas inteiras. Martins Jr. et al. (2006) argumentam que os corredores servem para unir maciços florestais de quaisquer tipos que sejam próximos ou sobre grandes extensões do território, ou também sobre a totalidade de um bioma, a corpos d'água, a matas ripárias e a outras florestas.

Mesmo com diferenças nas concepções do que é um corredor, e os custos financeiros elevados de implantação (Rodrigues et al., 2007) todos os autores afirmam que corredores são elementos relevantes em paisagens fragmentadas,

aumentando processos dispersivos, a riqueza específica, o tamanho das populações e diminuindo a probabilidades de extinção (e.g. Noss, 1987).

## **5.1 - Funcionalidade dos corredores**

Corredores podem fornecer um dos requisitos mais básicos para troca e persistência genética das espécies. Redução ou perda na troca genética leva a tamanhos efetivos menores da população (Frankham, 1996), aumento dos níveis de deriva genética e endogamia (Soulé & Mills, 1998; Young & Clarke, 2000; Stockwell et al., 2003), e potenciais efeitos deletérios sobre, a capacidade reprodutiva e sobrevivência juvenil (Frankham et al., 2002). Tais efeitos, eventualmente, comprometem o potencial adaptativo (Saccheri et al., 1998; Lehmann & Perrin, 2006), reduzem a capacidade e contribui para ao risco de extinção de populações e, em última instância, para as espécies (Frankham, 2005). Finalmente, corredores podem aumentar as chances de persistência em pequenas populações, proporcionando oportunidades para melhorar os efeitos negativos da endogamia (Brown & Kodric-Brown, 1977; Hilty et al., 2006).

Corredores ecológicos têm sido propostos como um meio para mitigar os efeitos negativos da fragmentação e, particularmente do isolamento (Haddad et al., 2003). Os corredores de habitats devem fornecer, uma via de dispersão para espécies que não conseguem utilizar a matriz, com condições para a locomoção de animais especialistas (Haddad et al., 2003) ou uma via de dispersão mais seguro em comparação com a matriz, aumentando assim a probabilidade de sobrevivência destas espécies (Forman & Godron, 1981).

A funcionalidade dos corredores como elemento conector em paisagens fragmentadas está baseada principalmente no efeito de salvaguardar as populações, mantendo assim a diversidade de espécies que habitam os fragmentos interligados (Burkey, 1989; Hanski, 1999) ou, ainda uma alternativa, à redução do tempo necessário para organismos recolonizarem atualmente fragmentos desabitados (Hess, 1994).

A utilização dos corredores para a movimentação de indivíduos (Bolger et al., 2001; Machtans et al., 1996) e como habitat (Lussier et al., 2008) já foi estudado empiricamente para diversos grupos faunísticos, principalmente em florestas temperadas. Nas florestas tropicais onde o efeito de borda parece ser mais crítico do que em ambientes temperados, o que poderia implicar em uma maior restrição do uso dos corredores pelas espécies mais exigentes, a funcionalidade de corredores foi ainda pouco estudada (Fahrig, 2003). Apesar da

funcionalidade dos corredores como habitat para anfíbios e mamíferos (Lima & Gascon, 1999) e para aves e mamíferos (Less & Peres, 2008) ou para movimentação (Uezu et al., 2005) ter sido evidenciada em regiões da Amazônia e Mata Atlântica, nenhum destes estudos comparou diretamente corredores, bordas e interiores e a fragmentação da matriz e seu entorno.

Por outro lado os corredores poderiam trazer implicações negativas graves, como propagação de doenças (Hess, 1994) e aumento na taxa de mortalidade de dispersores devido à baixa qualidade do corredor como um habitat (Henein & Merriam, 1990). O design dos corredores ecológicos, com sua forma linear, que determina grandes porções de área sujeitas ao efeito de borda, não seriam usados por espécies florestais especialistas, ao mesmo tempo que facilitariam a propagação de distúrbios como fogo ou espécies invasoras ou generalistas (Saunders & Hobbs, 1991; Harrison, 1992; Lindenmayer & Nix, 1993).

A importância dos corredores para a conservação da biodiversidade ainda é um ponto discutível (Gilbert-Norton et al., 2010; Noss, 1987; Simberloff & Cox, 1987; Simberloff et al., 1992), como em alguns sistemas de florestas tropicais ou em fragmentos dominados por capoeiras (Oliveira et al., 2008). A melhor funcionalidade e eficácia de um corredor estará, na dependência de sua largura, da relação da estrutura do habitat com o corredor e das distâncias entre fragmentos.

## **5.2 - SIG e corredores**

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) vêm contribuindo de forma importante para aumentar a precisão dos estudos ambientais, permitindo que uma série de informações e dados possam ser integrados, de modo que as análises e a relação esforço/tempo sejam mais favoráveis, como comparar padrões ecológicos entre o local e a escala regional; seleção de áreas protegidas de acordo com a adequabilidade do habitat para espécies ameaçadas, analisar o impacto de espécies da fauna e flora exóticas e endêmicas, estudos ecogeográficos para a seleção de locais para coleta de sementes, a fim de garantir uma representante amostra da diversidade genética existente, Hijmans & Spooner (2001).

A criação do corredor do Jaguar tem sido considerado com uma das mais bem sucedidas aplicação de SIG, para conservação de uma espécie ameaçada de extinção mundialmente (IUCN, 2010). Estes estudos destacam o fato de que a onça-pintada (*Panthera onca*) tem mantido níveis relativamente elevados de fluxo

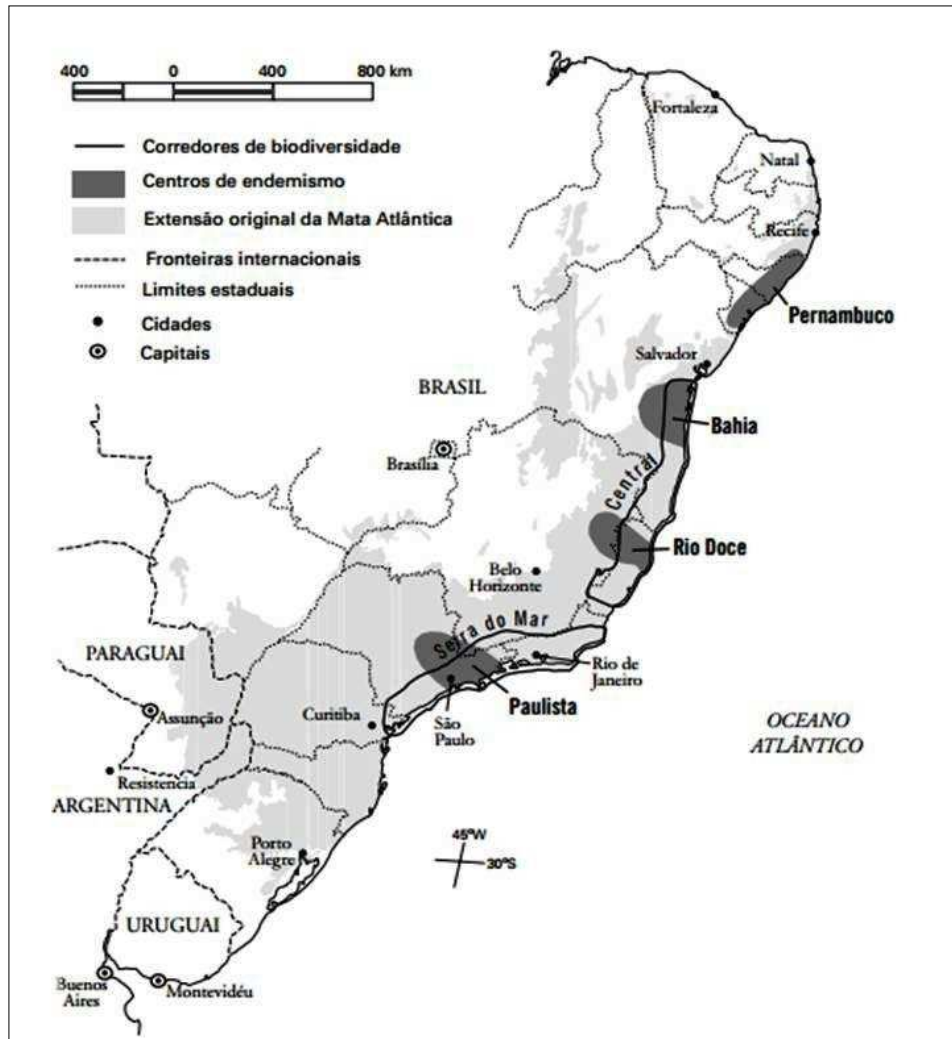
de genes em toda áreas de ocorrência da espécie. Diante disso, os benefícios demográficos dos corredores, a identificação de conectividade entre áreas de ocorrência da onça-pintada são um componente vital para a conservação da espécie (Sanderson et al., 2002; Zeller, 2007). Baseado em ferramentas SIG foram analisadas características consideradas mais importantes que podem afetar o movimento e sobrevivência da onça-pintada, como: tipo de cobertura do solo, percentual de cobertura vegetal, a altitude, distância de estradas, distância de assentamentos e densidade de população humana, gerando ao final uma projeção para a criação do "corredor do jaguar" (Carrol et al., 2003; Dickson et al., 2005).

Segundo Ferreira et al. (2007) os SIG têm se tornado imprescindíveis para os estudos ambientais por que conseguem incorporar a dimensão espacial dos fenômenos sob estudo, além de trabalharem com variáveis de natureza complexa e multidisciplinar, possibilitando uma análise integradora da paisagem. Além disso, otimizam tempo e formas de obtenção de informações analíticas, possibilitando um apoio mais robusto à tomada de decisão (Rodrigues et al., 2007).

## **6.0 - Os Corredores ecológicos na Mata Atlântica**

Dentro do domínio da Mata Atlântica, dois corredores ecológicos (Figura 1) foram criados no âmbito de políticas públicas de conservação da biodiversidade (MMA, 2000):

- **Corredor Central da Mata Atlântica** – tem como função conectar áreas de alta diversidade nos Estados de Espírito Santo, Minas Gerais e Bahia, abrigando muitas espécies animais e vegetais da planície costeira.
- **Corredor Sul da Mata Atlântica (Corredor da Serra do Mar)** tem como função conectar a maior extensão de área do domínio da Mata Atlântica remanescente, sendo considerado o mais viável para a conservação, pois inclui 27 Unidades de Conservação como o Parque Estadual Carlos Botelho e o Parque Nacional de Itatiaia.



**Figura 1:** Localização dos dois corredores ecológicos da Serra do Mar e Central e dos quatro centros de endemismo no hotspot da Mata Atlântica. Fonte: Conservação Internacional (2005)

## 7.0 - Objetivo Geral

O objetivo deste estudo foi propor um corredor ecológico com baixo custo de implantação, indicado por espécie chave de sucessão por facilitação, criando assim uma condição fundamental para a conectividade entre fragmentos em paisagens de Mata Atlântica.

## **8.0 - Material e Métodos**

### **8.1 - Caracterização da área do bio-corredor:**

#### **8. 1.1 - Clima:**

O clima da região é classificado como mesotérmico de Köppen, Cwb (IEF 2008). Apresenta verões brandos, com estações chuvosas. A temperatura média mínima é de 14,40° C e a média máxima anual é de 27,5 °C. Em relação ao índice pluviométrico, a maior parte da área apresenta grande concentração da precipitação no trimestre de novembro a janeiro. A encosta da serra do Caparaó não apresenta mês seco, existe uma oscilação entre 1.000 mm a 1.500 mm neste índice. Os processos climáticos dessa área decorrem da interação de diversos fatores como: posição longitudinal, localizando-se na zona tropical, a proximidade com o oceano, a orografia com superfícies elevadas, a influência do sistema de circulação atmosférica predominantemente de origem tropical, bem como a maior ou menor frequência das correntes de circulação perturbada (Oliveira, 2006). A umidade do ar na região apresenta uma média de 80% ao ano e aumenta, ligeiramente, do interior para o litoral. O relevo assume um papel nas temperaturas da área, determinado no inverno, um predomínio de temperaturas amenas e não permitindo máximas muito elevadas; atua no sentido de aumentar localmente as precipitações favorecidas pelas grandes altitudes ao aumentarem a turbulência do ar, pela ascendência orográfica, especialmente durante a passagem de correntes perturbadas (DNPM/CPRM, 1993).

#### **8.1.2 - Vegetação:**

Grande parte da região próxima a Serra do Brigadeiro é constituída por fragmentos secundários de Floresta Estacional Semidecidual (Veloso et al., 1991), da formação Altimontana (Oliveira Filho & Ratter, 1995), com graus variáveis de interferência antrópicas. Os Campos de Altitude são observados ocupando os platôs e as escarpas isoladas, em algumas áreas acima da cota de 1.600 m, onde os afloramentos rochosos podem ser encontrados, muitas vezes ladeados de vegetação transicional nas áreas de contato com a floresta (Caiafa, 2002). Na região da serra do Caparaó, dois padrões distintos de vegetação destacam-se, as florestas nos pontos de menor altitude e os campos de altitude situados geralmente acima dos 2000 m de altitude onde se destacam famílias botânicas

como Ericaceae, Scrophulariaceae, Asteraceae e Orchidaceae com um grande número de espécies endêmicas (DeForest, 1999).

As florestas do tipo Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual Montana e Alto Montana (Veloso, 1991) desenvolvem-se ao longo das encostas da Serra, estendendo-se pelos limites do Parque Nacional do Caparaó, destacando-se em sua composição florística famílias como Melastomataceae, Tiliaceae, Vochysiaceae, Lauraceae, Myrtaceae.

### **8.1.3 - Geomorfologia:**

A região proposta para a criação do "Bio-Corredor" abrange uma área em que salientam as terras mais altas da porção sudeste do Brasil. Essas terras elevadas representadas pelo sistema orográfico da Mantiqueira são os limites dos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo, culminando com o Pico da Bandeira no Parque Nacional do Caparaó, com 2894 m (Oliveira, 2006).

### **8.1.4 - Geologia :**

A área estudada apresenta uma complexidade geológica envolvendo metamorfitos pré-cambrianos granitizados ou não, cortados por perigmatitos, diques básicos ou cobertos por sedimentos Terciários e Quaternários. A área está encravada sobre rochas geológicas pré-cambrianas da Associação Paraíba do Sul, constituídas de charnockitos e biotita gnaisses. A área possui vários perímetros minerais com requerimentos e autorizações de pesquisas minerais para Ilmenita, Alumínio, Granito, Bauxita, Água Mineral e Quartzo (DNPM/CPRM, 1993).

### **8.1.5 - Solos:**

Segundo DNPM/CPRM (1993) os solos regionais variam de fortemente ondulado a montanhoso e os solos predominantes são Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, Latossolo Vermelho Escuro Distrófico e Podzólico Vermelho Amarelo de fertilidade entre baixa e média.

### **8.1.6 - Drenagem:**

A região vem sendo esculpida por uma densa rede de drenagem, modelando-a em diversas formas, devido à variedade dos seus tipos litológicos. O rio Caparaó é o de maior abrangência na área, orientado ao sul, sendo afluente do

rio Itabapoana e ao norte encontram-se vários afluentes do ribeirão Jequitibá, afluente do rio Manhuaçu. (Oliveira, 2006).

### **8.1.7 Matriz e principais atividades econômicas**

O eixo econômico concentra-se na cafeicultura. A criação de gado aparece em menor expressão, com predomínio da pecuária leiteira. Outras culturas são menos significantes, sendo o feijão e o milho mais frequentes, além da abóbora e taioba, entre outras (Projeto Doces Matas, 2001). A maioria das propriedades é pequena. A cafeicultura segue métodos tradicionais de produção, com pouca ou nenhuma mecanização e com uso de agrotóxicos, sem análises de solo. Muitas vezes o café é plantado em áreas de preservação permanente, como encostas íngremes e topos de morro, e a tendência desse tipo de cultivo é expandir-se, apesar das limitações da legislação florestal. A pecuária leiteira é extensiva e a utilização de herbicidas é muito intensa.

As atividades econômicas existentes, particularmente a cafeicultura e pastagens avançam sobre os fragmentos de Mata Atlântica da região, comprometendo a conectividade e a possibilidade de formação de corredores de biodiversidade. A esse avanço estão associados incêndios, desmatamento e uso de agrotóxicos, que diminuem a produtividade do solo e comprometem a saúde humana (Projeto Doces Matas, 2001).

## **9.0 - Unidades de Conservação (Figura 2)**

### **9.1 - Parque Nacional do Caparaó - PNC**

O Parque Nacional do Caparaó - PNC está localizado entre as coordenadas 20° 19' - 20° 37' S e 41° 43' - 41° 53' O e foi criado em 24 de maio de 1961 pelo decreto federal nº 50.646. Abriga o terceiro pico mais alto do país, o Pico da Bandeira e é administrado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). O Parque possui 26.000 hectares de área e está localizado na divisa entre os estados do Espírito Santo e Minas Gerais e ocupa sete cidades do lado capixaba e quatro do lado mineiro. Cerca de 60% do parque está inserido no estado do Espírito Santo, aproximadamente 18.000 ha. Os maiores picos ficam na divisa dos estados, destacando-se o Pico da Bandeira, com 2.892 metros, do Calçado com 2.849 metros e o Pico do Cristal, com 2.770 metros que fica exclusivamente em território mineiro (<http://www.icmbio.gov.br/parnacaparao.html>).

O Bioma e a Mata Atlântica, com várias fitofisionomias, apresenta vegetação caracterizada como floresta ombrófila densa altimontana e floresta estacional semidecidual, além de ocorrência de campos de altitude (IPEMA, 2007).

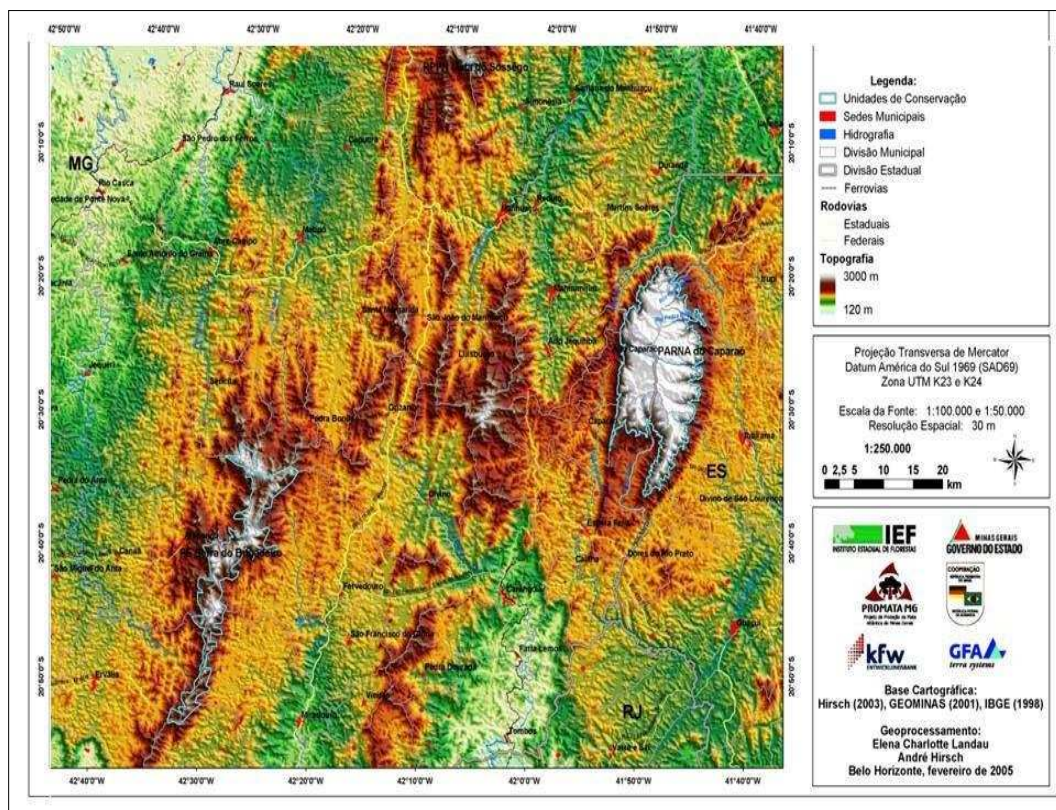
Segundo Oliveira (2006) a rede de drenagem do Parque é caracterizada por numerosos rios perenes, de pequeno e médio porte, com forte declividade, sendo frequente a ocorrência de corredeiras e algumas cachoeiras. Na região predominam afluentes de duas bacias principais, a do rio Itabapoana e a do rio Itapemirim, além destas duas bacias, o entorno também tem alguns tributários da bacia do rio Doce, sendo que algumas de suas nascentes vêm do PNC, desaguando no rio Manhuaçu. O clima é tropical, sendo os meses chuvosos caracterizados pela presença de nebulosidades (Oliveira, 2006).

## **9.2 - Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB**

O Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB, localiza-se entre as coordenadas de 21° 00' e 20° 21' S e 42° 20' e 42° 40' O, com 13.210 ha, totalizando um perímetro de 156,9 km, todo ele entre 1.000 e 2.000 metros de altitude. Seu relevo é acidentado apresentando escarpas e maciços com grandes áreas de rocha aflorada (Engevix, 1995; Caiafa, 2002).

O clima varia de Cwa (temperado úmido inverno seco e verão quente) a Cwb (temperado úmido com inverno seco e verão moderadamente quente) de acordo com a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de cerca de 18°C, sendo que no mês mais frio a média é inferior a 17°C e no mês mais quente é inferior a 30°C. O período seco dura cerca de 3 meses, coincidindo com os meses mais frios de junho a agosto (IEF, 2008).

A vegetação do PESB é caracterizada por um mosaico de fragmentos de floresta, ombrófila densa, estacional semidecidual a campos de altitude (Silva et al., 2006). Quanto ao grau de conservação da vegetação, cerca de 80% apresenta-se em estágio secundário. Os 20% em estágio primário, localizam-se em áreas de difícil acesso, acima de 1.500m de altitude (Paula, 1998).



**Figura 2:** Unidades de Conservação localizadas dentro do âmbito do biocorredor. Parque Nacional do Caparaó (direita) e o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (esquerda).

## 10.0 - Metodologia de demarcação do biocorredor Brigadeiro-Caparaó a partir da distribuição espacial de *Cecropia hololeuca*.

Esta metodologia relaciona a distribuição espacial de *Cecropia hololeuca* e a demarcação do bio-corredor, na conexão do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) ao Parque Nacional do Caparaó (PNC).

## 10.1- Coleta de dados

Utilizou-se como base de dados e operações o software ArcMap 10.0 e Idrisis Andes 15.0 . Os dados de campo de pontos georreferenciados de *C. hololeuca*, foram analisados num Sistema de Informações Geográficas (SIG) com o objetivo de ratificar a identificação visual de *C. hololeuca* digitalizadas em imagens de satélite do sistema Rapid Eye (Anexo 2).

A partir de Imagens do sensor a bordo do Satélite Rapid Eye (8 cenas ortoretificadas), foi possível digitalizar pontos de ocorrência de *C. hololeuca* e compará-los com os dados de campo atestando sua acurácia e precisão, pelo índice Kappa (Jensen, 1996).

Após a verificação dos pontos este foram analisados num SIG com o objetivo de calcular o índice de densidade Kernel, que calcula a magnitude por unidade de área de pontos de ocorrência de *C. hololeuca*, criando uma Imagem representativa da densidade/hectare de *C. hololeuca*, que será utilizada como critério para a construção do biocorredor.

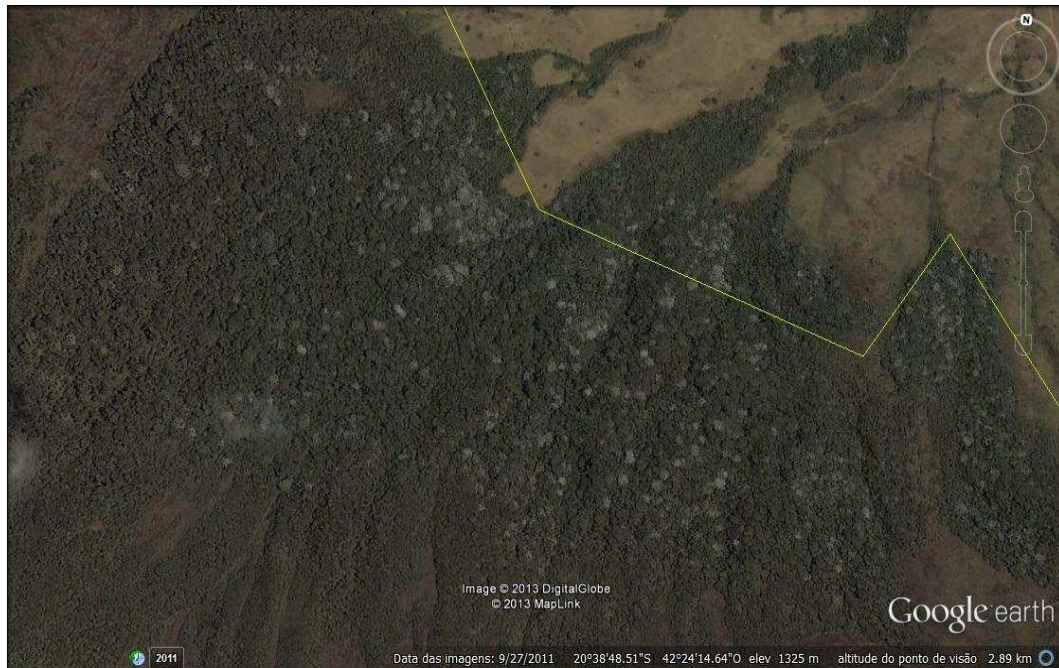
Para a criação das melhores rotas para a demarcação do bio-corredor, foi utilizado o índice probabilístico Fuzzy, que transforma os valores de densidade de *C. hololeuca* obtidos pelo índice de densidade Kernel, numa Imagem com escala que vai de 0 a 1. Sendo que 0 equivale à ausência máxima de *C. hololeuca* e 1 presença máxima de altas densidades de *C. hololeuca*.

As melhores rotas de ligação do Bio-Corredor, foram traçadas utilizando como critério a superfície de custo, que relaciona os valores absolutos do índice Fuzzy, a origem e o destino da rota, respectivamente, PESB e PNC. A melhor rota de ligação serão propostas como o biocorredor, ou seja, o melhor caminho entre o PESB e o PNC que utilize regiões com maior presença de *C. hololeuca*.

Os mapas foram gerados a partir de um sistema de coordenadas geográficas, o datum Córrego Alegre. Para o índice de densidade Kernel foi utilizada a caixa de ferramenta "Kernel Density", do programa Arc Map 10.0 e para a geração do índice Fuzzy foi utilizado o programa Idrisis Andes.

## 10.2 - Digitalização dos pontos de ocorrência de *Cecropia hololeuca*

As cores vermelha (R), verde (G) e azul (B) são associadas às bandas 1, 2,3 do sistema de imageamento (Figura 3) e o espectro do visível, geralmente utilizada para mapeamento e estudos do litoral, a vegetação é observada em diferentes tons de verde, água em azul, áreas urbanas e solos em tons claros (branco).



**Figura 3:** Espectro visível para o padrão da copa de *Cecropia hololeuca* (pontos brancos) em imagem de satélite na região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.

Em fragmentos florestais é possível observar a copa de árvores emergentes e especialmente com a cor branca de árvores, como exemplo *Cecropia hololeuca* (Figura 4).



**Figura 4 :** Identificação de *Cecropia hololeuca* em sobrevoo. A foto indica o local junto à pedra "Saco do bode" no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, município de Araponga, Minas Gerais. Foto: Braz Cosenza

A digitalização de *Cecropia hololeuca* utilizando a imagem Rapid Eye leva em consideração somente a cor. Além disso, no conjunto de cenas Rapid Eye existem regiões com sobreposição de nuvens, o que impede a interpretação correta das embaúbas. A digitalização ocorreu mediante identificação visual de pontos brancos no interior de fragmentos florestais, numa escala de 1:10.000 e um vetor foi gerado a partir dos pontos representando as árvores de *Cecropia hololeuca*. Essa análise foi feita para a espécie *C. hololeuca*, para o atributo **árvore** usado como objeto de análise.

### **10.3 - Obtenção de dados de campo de pontos georreferenciados de *Cecropia hololeuca***

Foram realizadas excursões ao campo nas proximidades da Fazenda Brigadeiro, norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, permitindo o georreferenciamento *C. hololeuca* (Figura 5) nas trilhas do Ouro e Matipó, para confirmação de sua ocorrência em campo.



**Figura 5** : Georreferenciamento de indivíduos de *Cecropia hololeuca* em campo, na região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. Foto: Braz Cosenza

## 10.4 - Índice Kappa para a digitalização de *Cecropia hololeuca*

A análise de Kappa ( $\kappa$ ) conforme descrito em Jensen (1996), tem como objetivo, checar a acuracidade dos pontos de digitalização de *Cecropia hololeuca* em relação à sua ocorrência no local. Exatidão implica na concordância entre áreas de coberturas terrestres conhecidas (áreas de referência, abordagem de campo) comparadas com aquelas geradas pelo processo de digitalização. Maior a concordância, maior a exatidão da identificação. Erros de identificação representam a não exatidão da identidade verdadeira de um pixel.

O índice de Kappa para a categoria *Cecropia* pode ser calculado pela equação:

$$\hat{K} = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_i + *x + i)}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_i + *x + i)}$$

Onde:

$\hat{K}$  = Índice de exatidão Kappa

r = número de linhas na matriz

$x_{ii}$  = número de observações na linha[i] e coluna[i]

$x_i + e x + i$  = totais marginais da linha[i] e coluna[i], respectivamente.

N = número total de observações.

O Índice de Kappa (IK) varia entre 0 e 1 e os dados serão mais acurados quanto mais o índice se aproximar de 1 (Tabela 1).

**Tabela 1:** Classes do índice Kappa.

Classes do índice Kappa Qualidade na comparação dos mapas	
Classes do índice Kappa	Qualidade na comparação dos mapas
< 0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 - 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito boa
0,80 – 1,00	Excelente

## 10.5 - Índices de densidade Kernel

A análise de dados espaciais consiste em observar dados disponíveis no espaço e tentar, de alguma forma, através de métodos e modelagem, descrever e explicar o comportamento do processo espacial e suas relações com algum outro fenômeno espacial.

Segundo Câmara et al. (2004b), a utilização de um estimador de densidade é muito útil para fornecer uma visão geral da distribuição espacial de um fenômeno ou variável. O índice Kernel calcula a densidade de uma amostra em relação às amostras vizinhas. Pode ser calculado com amostras que representam pontos e linhas. O método do Kernel é um método não paramétrico para estimar de curvas de densidades onde cada observação é ponderada pela distância em relação a um valor central, o núcleo.

Para o cálculo da densidade de *Cecropia hololeuca*, utilizando o índice Kernel, é necessário representar cada indivíduo de *C. hololeuca*, através de um ponto. Desta forma as curvas estimadas estão centradas onde houver as maiores densidades de *Cecropia hololeuca*. Os valores de densidade serão maiores nos núcleos das curvas, decrescendo a medida que se afasta do núcleo até chegar a zero.

Com base no estimador de índice de densidade de Kernel foi gerada uma imagem representativa, que representa a ocorrência da densidade de *Cecropia hololeuca* na paisagem, é uma alternativa para análise geográfica do comportamento de padrões. No mapa são plotados, métodos de interpolação, a intensidade pontual de determinado fenômeno, como a presença ou ausência de *Cecropia hololeuca* em toda a região do biocorredor. Assim, temos uma visão geral da intensidade do processo de nucleação de *Cecropia hololeuca* em todas as regiões do biocorredor.

## 10.6- Índice ou lógica de Fuzzy

A lógica Fuzzy leva em consideração a natureza heterogênea e imprecisa do mundo real na classificação de um sistema, expressando-o de forma clara e simples (Campos, 2005). Segundo Câmara et al. (2001) a lógica de *Fuzzy* é uma metodologia de caracterização de classes sem limites rígidos entre si, ao contrário da lógica tradicional booleana, que expressa apenas verdadeiro e falso, a lógica *Fuzzy* permite a representação de valores intermediários, ou graus de verdades (Cazes et al., 2007).

A lógica de Fuzzy é uma generalização do conjunto ordinário, definido a partir de um domínio contínuo, com graus de pertinência variando de 0 a 1, após a normalização. A lógica Fuzzy auxilia a diminuir a subjetividade na tomada de decisão (Calijuri et al., 2002). A aplicação da lógica Fuzzy, em muitos casos supera os resultados obtidos pelas técnicas estatísticas e probabilísticas convencionais (Bispo, 1998).

### **10.7 - Análise para geração do melhor caminho**

Para a geração do melhor caminho que apresenta as maiores densidades de *Cecropia hololeuca*, foram utilizadas as ferramentas do Arc Map 10.0, Cost Weighted e Shortest Path.

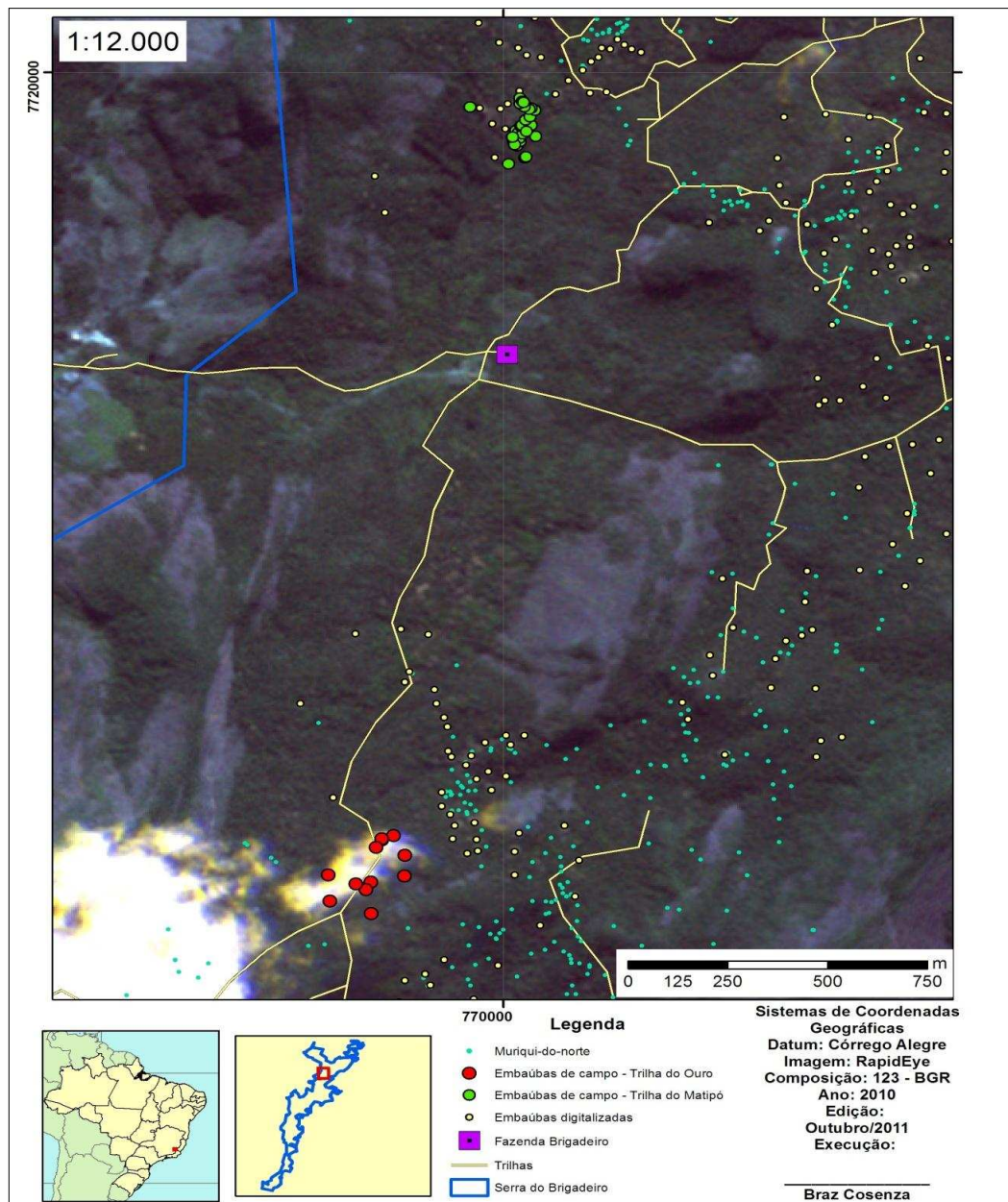
A ferramenta Cost Weight é utilizada para gerar uma superfície de custo, representada pela imagem obtida através do índice Fuzzy, variando entre 0 e 1, em que 0, é ausência de *C. hololeuca*, e 1, densidade elevada e *Cecropia hololeuca*.

Com a ferramenta Shortest Path, define-se origem e destino, respectivamente, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB e Parque Nacional do Caparaó - PNC.

Desta forma foi gerado o melhor caminho para a edificação do biocorredor, validando a densidade de *Cecropia hololeuca* como principal critério.

## 11.0 - Resultados e Discussão

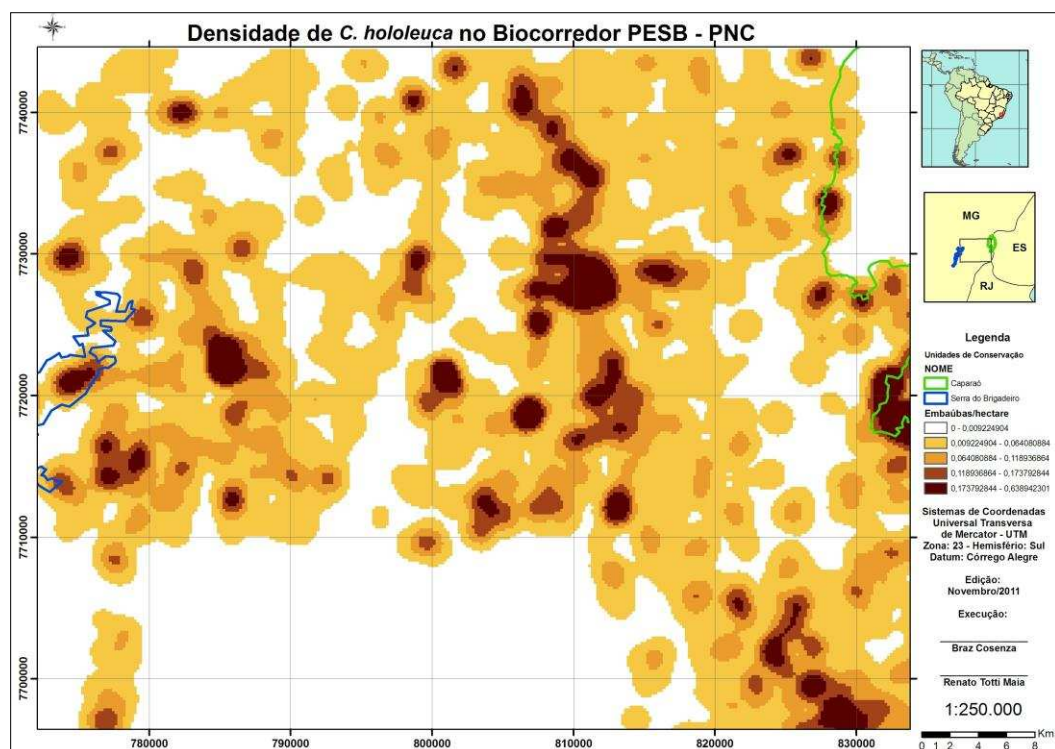
Os valores obtidos do Índice Kappa foram  $K= 0,58$ , o que indica uma boa concordância entre os dados coletados em campo e a digitalização das *C. hololeuca* (Figura 6). Na trilha do Ouro foram georreferenciados 12 indivíduos de *C. hololeuca* (pontos vermelhos) e na trilha do Matipó 30 de *C. hololeuca* (pontos verdes).



**Figura 6:** Mapa preliminar gerado para análise kappa, a partir da digitalização de *Cecropia hololeuca* (pontos amarelos) utilizando a imagem Rapid Eye e dados coletados em campo.

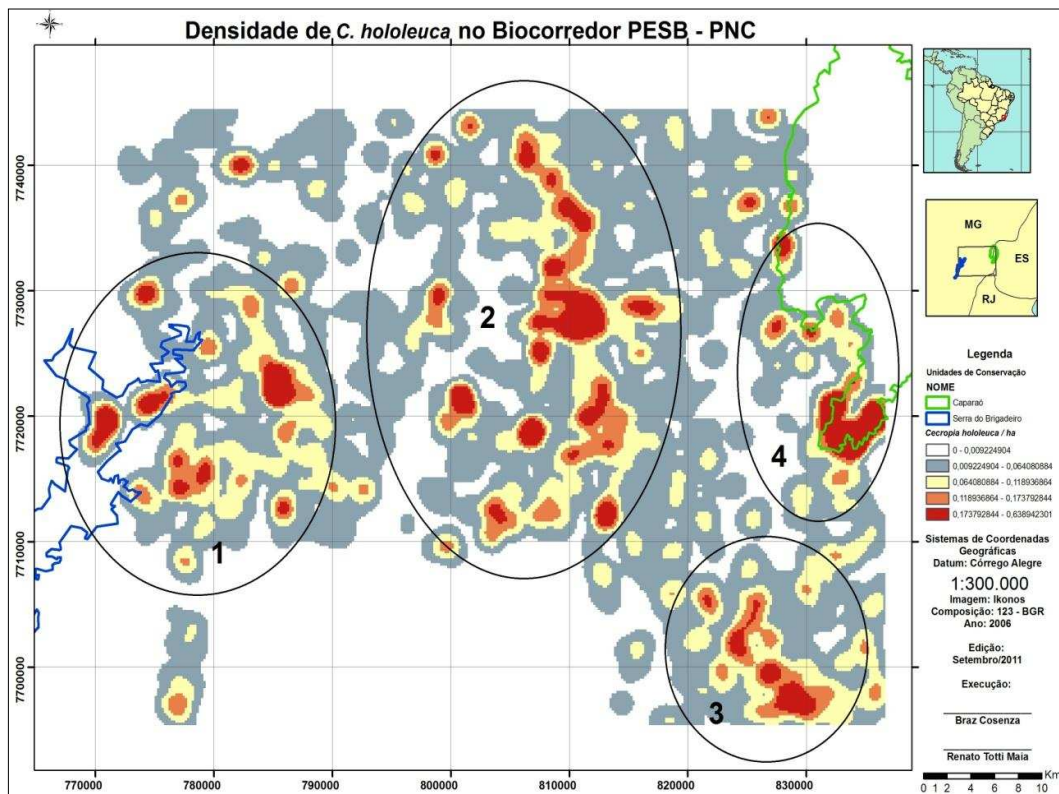
## 11.1 - Índice de densidade Kernel na construção do biocorredor

O mapa de estimativa de densidade por Kernel (Figura 7) mostrou como *Cecropia hololeuca* se distribui na paisagem. Essa análise indicou que as árvores desta espécie estão agrupadas, de forma agregada, este padrão, sugere fortemente o processo de sucessão secundária por facilitação, o único modelo de sucessão secundária com forte padrão espacial (Carson et al., 2008). No mapa, as tonalidades escuras representam os valores de densidade elevada, variando de 0,17 a 0,63 *Cecropia hololeuca/ha*, as tonalidades claras representam ausência ou baixas densidades, variando de 0 a 0,06 *Cecropia hololeuca/ha*.



**Figura 7** : Mapa gerado a partir da estimativa de densidade de Kernel, para a espécie *C. hololeuca*, na região entre os parques Serra do Brigadeiro e Caparaó, mostrando a distribuição das densidades de *C. hololeuca*, e o padrão agregado na paisagem do Bio-corredor.

No mapa de densidade de *C. hololeuca*, evidencia-se claramente a formação de quatro grandes blocos (Figura 8), sendo o primeiro na região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, o segundo na região central junto a Serra do Grumarim, o terceiro na região do Vale do Carangola e o quarto na porção sul mineira do Parque Nacional do Caparaó.



**Figura 8** : Densidade de *Cecropia hololeuca* na paisagem, formando quatro blocos ao longo do biocorredor Brigadeiro-Caparaó: 1) Bloco Serra do Brigadeiro norte , 2) Bloco Serra do Grumirim, 3) Bloco Vale do Carangola e 4) Bloco PNC - Sul/MG.

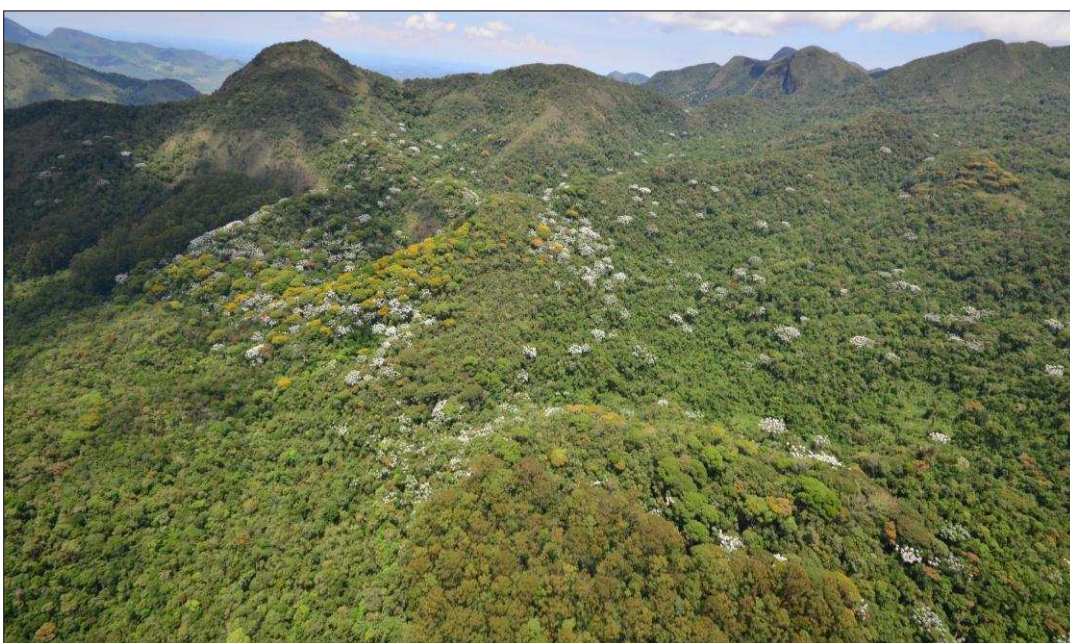
## 11.2 - Caracterização dos blocos de *Cecropia hololeuca* no biocorredor

### 1) Bloco Serra do Brigadeiro norte

A região do Bloco da Serra do Brigadeiro pertence à região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa Montana e Estacional Semidecidual (Velooso et al., 1991). Até os 1.400 m, a vegetação possui maior porte, enquanto em altitudes maiores a densidade da vegetação é menor, o porte é mais baixo e a aglomeração de taquarais (Poaceae) é muito menor. A maior parte da vegetação sofreu perturbação através do corte seletivo de madeira e por queimadas. Estas áreas que passaram por ações antrópicas, encontram-se em processo de regeneração natural há mais de meio século.. As famílias botânicas mais comuns

são nas áreas florestais Rubiaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Lauraceae e nos campos de altitude Orchidaceae, Bromeliaceae, Velloziaceae entre outras.

Na região do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB encontram-se trechos contínuos de floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila Densa. Nestas áreas ocorrem as maiores populações de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxantus*). Segundo ortofotocartas da década de 1980 da CEMIG, a distribuição de grandes blocos de *Cecropia hololeuca* (Figura 9) está associada principalmente aos vales do Ouro, Matipó e Saco do Bode, regiões que tiveram corte raso a cinquenta anos atrás, para a produção de carvão pela empresa Belgo Mineira (Dean, 1996).



**Figura 9:** Região do vale do Matipó, no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.  
Foto: Braz Cosenza

## 2 ) Bloco Serra do Grumarim

Nesta região a vegetação florestal é constituída de diversos fragmentos disjuntos, predominando aqueles pertencentes a estágios iniciais de regeneração, e grandes trechos de floresta em estágios mais avançados de regeneração. É o maior de todos os blocos de adensamento de *C. hololeuca*, com uma matriz formada em grande parte de agricultura e pastagem (Figura 10). Na porção norte (Serra do Grumarim) é formado por grandes fragmentos de floresta estacional semidecidual nas partes mais baixas até 800m, nas áreas acima desta cota, ocorre trechos de floresta ombrófila e pequenos trechos de campos de altitude.



**Figura 10:** Região da Serra do Grumarim, mostrando a matriz agrícola (café e eucalipto). Foto: Braz Cosenza

### **3) Bloco Vale do Carangola :**

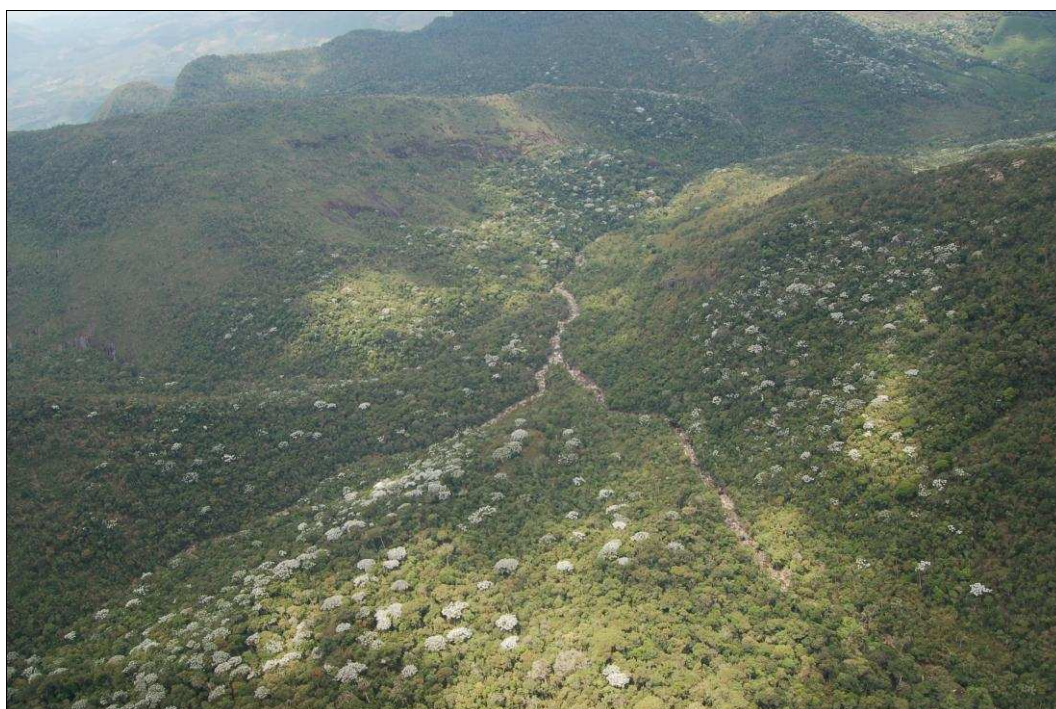
Grande parte da região do Vale do Carangola se apresenta alterada pelo uso e ocupação do solo, atualmente representado por pastagens degradadas, erosão acelerada e fragmentação florestal acentuada. Em locais no passado completamente desmatados, usados como lavouras ou pastagens e depois de abandonados, ocorre uma colonização por espécies pioneiras, entre elas *Cecropia hololeuca* (Figura 11). As formações florestais encontradas nestas áreas são as florestas estacionais semidecíduais, em geral situadas e representadas por pequenos fragmentos isolados em altos dos morros e encostas, nos vales semi-planos e nas baixadas, praticamente toda a floresta primitiva foi reduzida a pastos ou a capoeiras em fase de regeneração.



**Figura 11:** Fragmentos isolados e degradados em estágio de regeneração com vários indivíduos de *Cecropia hololeuca*, na região do Vale do Carangola. Foto: Braz Cosenza

#### **4) Bloco Parque Nacional do Caparaó-Sul/MG**

Localizado na porção sul do Parque Nacional de Caparaó nos municípios de Espera Feliz, Caparaó, Alto Caparaó, Alto Jequitibá e partes do município de Dolores do Rio Preto. Em praticamente todos os municípios supracitados, o desmatamento e incêndios ocorridos no passado levaram a formação de uma vegetação florestal secundária em vários estágios de regeneração. Em alguns pontos do Parque é possível observar troncos queimados, testemunhos de distúrbios no passado, bem como a dominância da samambaia-brava (*Pteridium aquilinum*) e o capim-colonião (*Panicum maximum*) além de grandes aglomerados de *Cecropia hololeuca* (Figura 12). Esta área é intensamente antropizada, em função do grande fluxo de turistas e veículos nesta região. Em alguns pontos é possível encontrar fragmentos preservados com vegetação nativa. A candeia (*Eremanthus erythropappus*) forma nesta região grandes concentrações, com indivíduos de grande porte, provavelmente elementos da floresta primitiva que outrora ocorria ali.



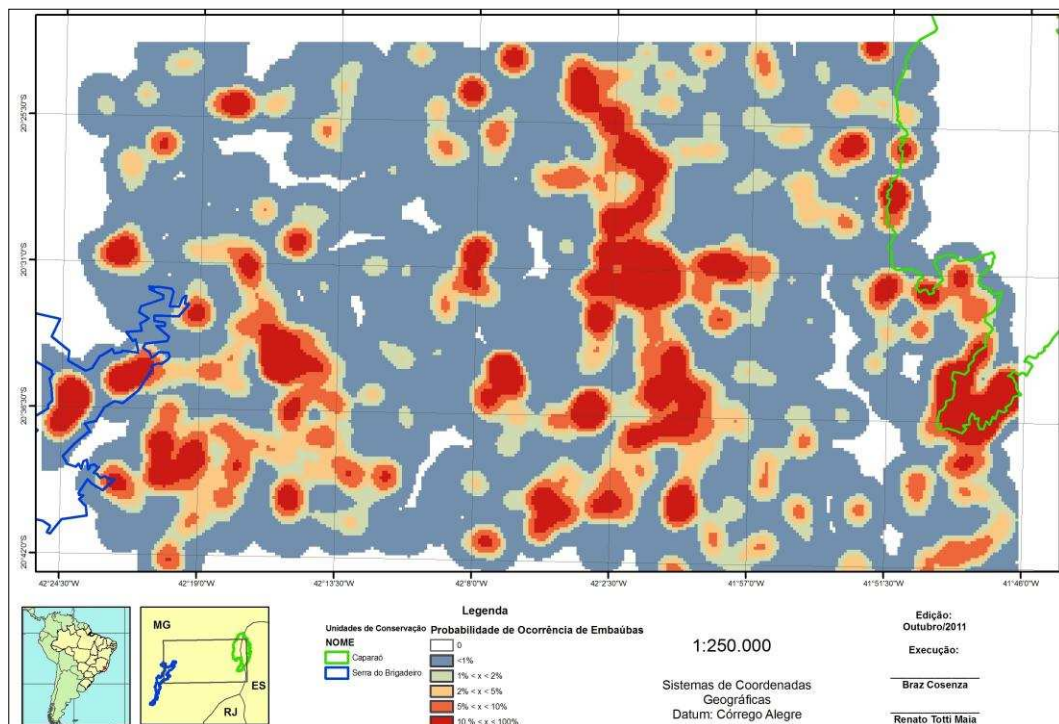
**Figura 12:** Formação de grandes aglomerados de *Cecropia hololeuca* na região sul da Serra do Parque Nacional do Caparaó. Foto: Braz Cosenza

### 11.3 - Índice de probabilidades Fuzzy

As classes de interesse são os adensamentos de *Cecropia hololeuca*, bem como a distribuição espacial desses adensamentos, que pelas características dessa espécie, indicam processos ecossistêmicos importantes para os corredores, notadamente os processos dispersivos, sucessionais e o fluxo de energia das plantas para herbívoros (Capítulo 1).

O Índice de probabilidades Fuzzy avalia a possibilidade que cada elemento de imagem (pixel) tem dentro de uma função matemática, que varia de 0 a 1, representativa do fenômeno observado. O fenômeno verificado é o da densidade de *C. hololeuca* estimado pelo índice Kernel, que ressalta a nucleação dos indivíduos amostrados. No caso de se trabalhar com *Cecropia hololeuca*, o crescimento do número de indivíduos geralmente está relacionado com a função por 2 pontos de controle.

O primeiro ponto de controle avalia o extremo esquerdo da função numérica, isto é, o início da ocorrência do fenômeno observado. Na imagem de densidade Kernel para *C. hololeuca*, podemos dizer que este primeiro ponto de controle é 0, pois existem regiões que tem baixa densidade de *C. hololeuca*. O segundo ponto indica quando a função matemática chega a 1, ou seja no extremo direito máximo da função numérica. No caso da imagem de Densidade Kernel, podemos dizer que este segundo ponto de controle é igual a 0,64 *C. hololeuca* por hectare. A partir do Índice de probabilidade de Fuzzy foi gerado um mapa com valores entre 0 e 1, representando a probabilidade de ocorrência das densidades de *C. hololeuca* no biocorredor Caparaó-Brigadeiro. Em que 0 representa ausência de *C. hololeuca* e 1 representa elevada densidade de *C. hololeuca* (Figura 13).



**Figura 13:** Densidade de *C. hololeuca* no biocorredor Brigadeiro-Caparaó, através do índice de Fuzzy.

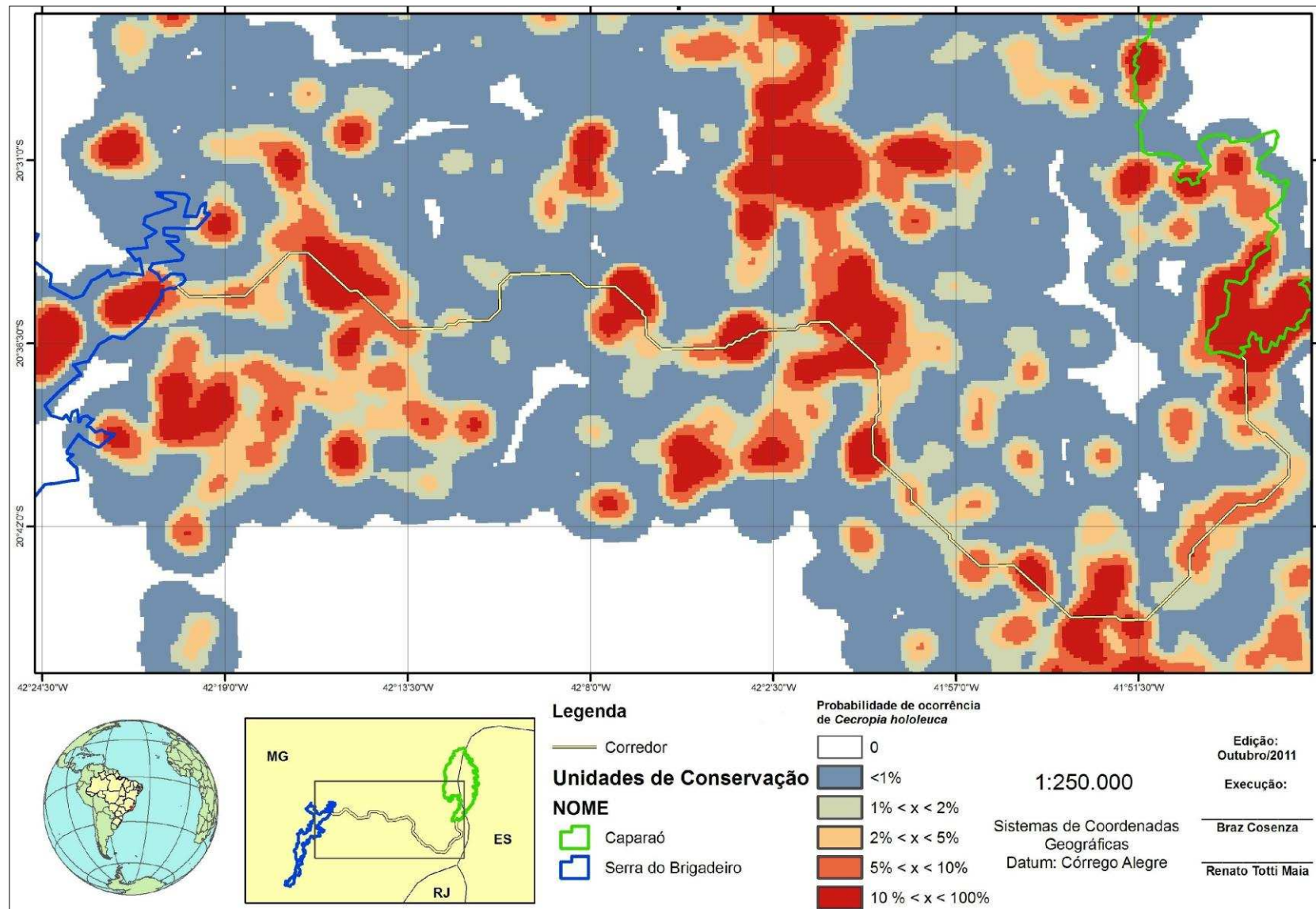
#### 11.4 - Análise do melhor caminho para geração do biocorredor

A análise do melhor caminho exige uma feição de destino, superfície de custo e uma direção entre a origem e o destino. A superfície de custo, neste estudo, é a imagem gerada pelo índice Fuzzy, que indica as maiores probabilidades de ocorrência de *Cecropia hololeuca*.

A origem é o PESB (Parque Estadual da Serra do Brigadeiro) e o destino é o PNC (Parque Nacional do Caparaó). A superfície de custo é a imagem de probabilidades de ocorrência de *C. hololeuca*, porém invertida, pois a superfície terá os menores valores de custo nos locais de maior densidade de *C. hololeuca*.

Na análise do melhor caminho, a superfície de custo deve apresentar o menor custo, ou seja, os menores valores, por isso da necessidade de inversão. Para a inversão da densidade de *C. hololeuca* foi feita a função "Calculation" (Calculation =  $1/\text{Densidade de } C. hololeuca$ ).

A partir da análise do melhor caminho foi produzido um mapa que resultou na indicação de áreas com potencial para implantação do biocorredor Brigadeiro-Caparaó (Figura 14).



**Figura 14:** Biocorredor Brigadeiro-Caparaó gerado pela análise do melhor caminho.

## **12.0 - Características do biocorredor Brigadeiro-Caparaó.**

### **12.1 - Características gerais do biocorredor funcional Brigadeiro-Caparaó**

**Comprimento total:** 90.357 metros

**Área Total:** 2678 ha

**Largura do biocorredor:** 100 metros.

**Total de fragmentos florestais:** 55 fragmentos de floresta estacional semidecidual, totalizando 559,4 hectares (ou 20,9% da área do corredor) e 1 fragmento de floresta ombrófila, totalizando 2,07 hectares (ou 0,07% do corredor), com tamanho médio de 2,07 hectares.

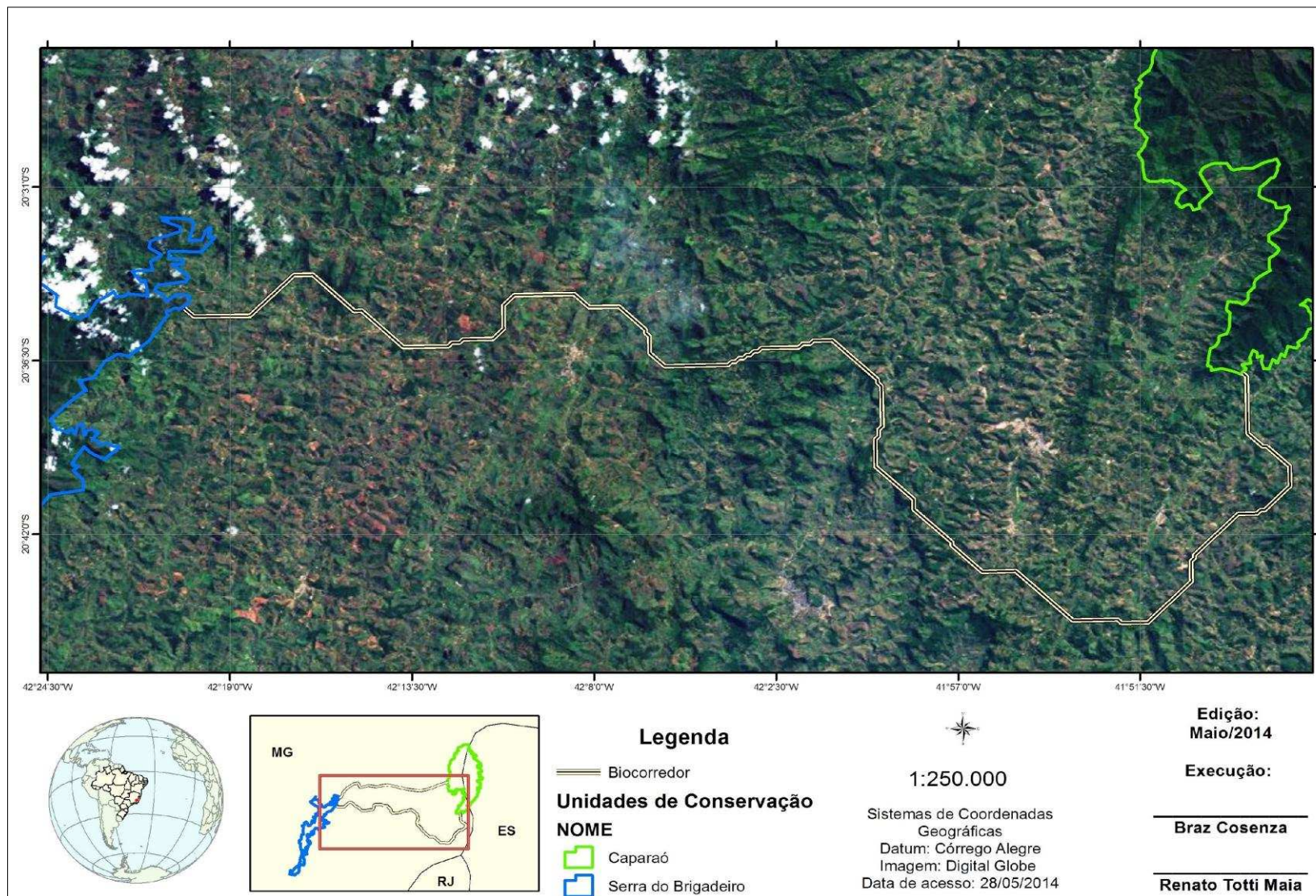
**Tamanho médio dos fragmentos:** 10,17 hectares

**Mancha urbana:** 1 mancha, totalizando 11,52 hectares (ou 0,43% do corredor), com tamanho médio de 11,52 hectares.

**Manchas agropecuárias:** 33 manchas agropecuárias, totalizando 2103,66 hectares (ou 78,59% do corredor), com tamanho médio de 63,74 hectares,

### **12.2 - Uso e ocupação do solo na paisagem no biocorredor Brigadeiro-Caparaó.**

A análise do mapeamento de uso e ocupação do solo no Biocorredor (Tabela 2) indica uma paisagem altamente diversificada, onde as áreas de pastagens e agricultura apresentam uma ocorrência considerável, com aproximadamente 64.053 ha, referente a 77,54% da paisagem do biocorredor. Essas atividades surgem como um fator negativo na qualidade ambiental dos fragmentos florestais quer pela qualidade da matriz no entorno, pelo efeito de borda nas transformações microclimáticas e ainda na estrutura e composição das espécies vegetais nos fragmentos (Figura 15).

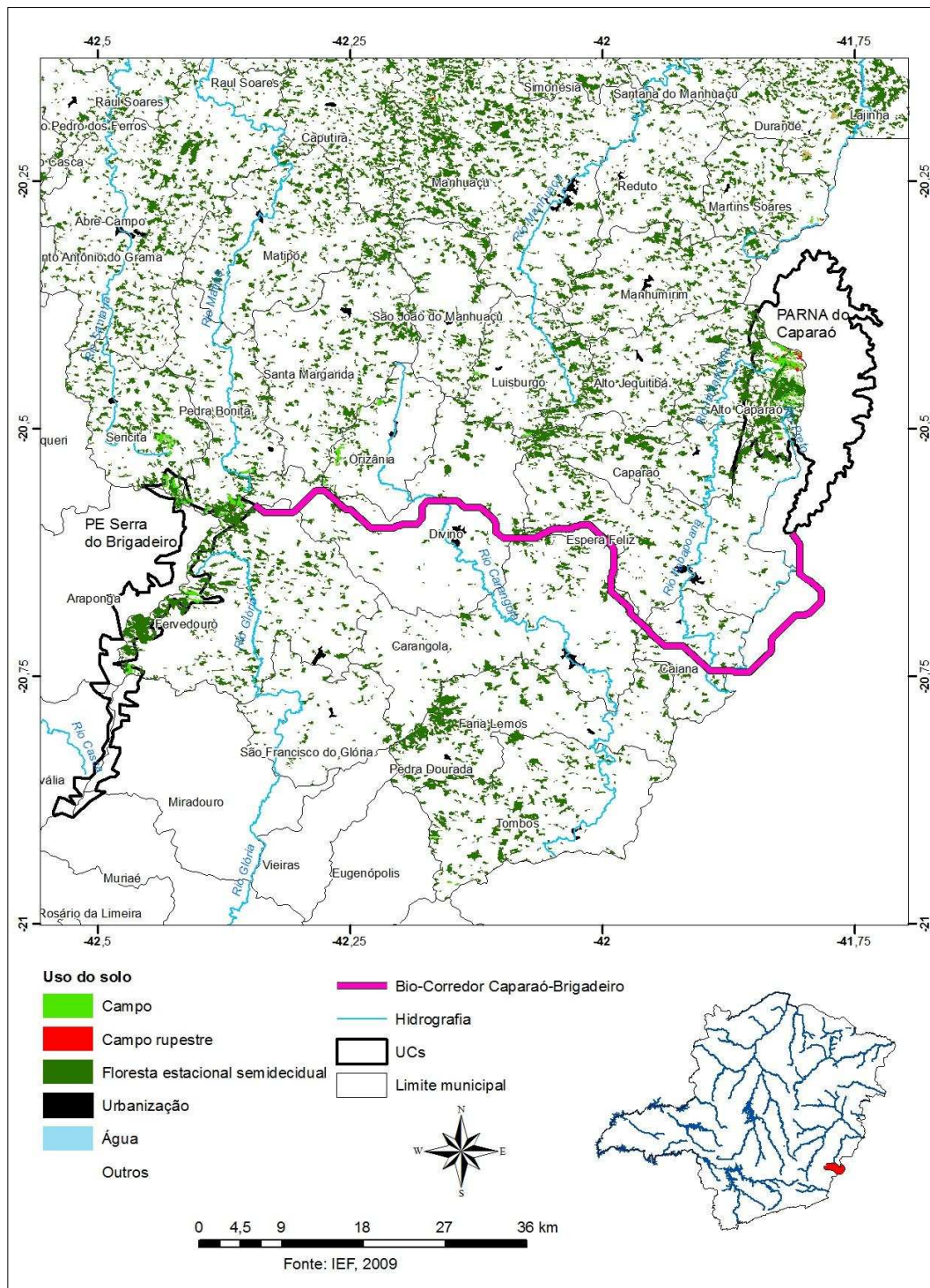


**Figura 15:** Biocorredor Brigadeiro-Caparaó, inserido na paisagem florestal entre o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro e o Parque Nacional do Caparaó.

**Tabela 2:** Uso e ocupação do solo no biocorredor Caparaó-Brigadeiro (Adaptado IEF, 2009)

<b>Classe</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>%</b>
Floresta Estacional Semidecidual	7.704,4	9,327599
Campo	147,1	0,178085
Campo de altitude	2,6	0,003186
Urbanização	269,5	0,326226
Outros (pecuária, agricultura, silvicultura, etc.)	64.053,6	77,54893
Não classificado (ES)	10.420,5	12,61598
<b>Total</b>	<b>82.597,7</b>	<b>100</b>

A vegetação nativa ocupa uma área na paisagem do biocorredor correspondendo a 7.854,10 ha (Figura 16), referentes, 9,50% do total. A floresta estacional semidecidual domina a paisagem, porém altamente fragmentada. Existem alguns "relictos" de campos de altitude, principalmente na região de conexão do biocorredor no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, na região da Serra do Grumarim e sul do Parque do Caparaó, somando 149,70ha, relativos a 0,18% da paisagem. Um trecho de área urbana e imagem não classificada perfazendo 10.690,00/ha o que corresponde a 12,94% do biocorredor (Adaptado IEF, 2009).



**Figura 16:** Fragmentação florestal na região proposta para a criação do biocorredor Brigadeiro-Caparaó (Adaptado IEF, 2009).

De acordo com o mapa de uso de ocupação do solo, a análise da paisagem demonstra forte processo de fragmentação, o que implica em mudanças na estrutura das comunidades, de ordem física e biológica. Pode-se

inferir que a partir do tamanho médio dos fragmentos (10 ha) possuem ambientes exclusivamente de borda, não possuindo área interior, composto na sua grande maioria de vegetação secundária, alguns em estágios iniciais de regeneração. É bem comum, principalmente á áreas conexas, aos parques do Brigadeiro e Caparaó, um único fragmento conter mosaico de diferentes estágios de regeneração, decorrente de perturbações irregulares nas florestas em épocas distintas, resultando na presença de árvores isoladas e de grande porte, clareiras, capoeiras e capoeirões (Figura 17).



**Figura 17:** Fragmentos florestais na região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, mostrando o mosaico com diferentes estágios de regeneração, uso e ocupação do solo. Foto: Braz Cosenza

Apesar da grande distribuição dos fragmentos ao longo da paisagem do biocorredor, ou do estado de conservação que apresentam, esses pequenos fragmentos estão distribuídos por toda a área de estudo, contribuindo para o aumento da conectividade da paisagem e de alguma forma impedindo o isolamento total dos fragmentos nas regiões mais destruídas do biocorredor (como por exemplo o trecho cortado pela BR-116).

Os resultados sugerem fortemente que o corredor proposto já funciona como biocorredor funcional. Seus pequenos fragmentos são potenciais trampolins ecológicos ou "stepping-stones". Trampolins ecológicos também "conectam" certas sub-populações isoladas, estimulando dispersões e criando um cenário metapopulacional, e por consequência metacomunitário, principalmente para muitas aves, morcegos e insetos polinizadores, os grandes responsáveis pelos serviços de fluxo gênico, polinização, dispersão e chuvas de sementes pela paisagem. Assim, a ocorrência dos fragmentos pequenos sugere fortemente já haver fluxo de organismos na região (Bier & Noss, 1998; Tischendorf & Fahrig, 2000; Haddad et al., 2003).

### **13.0 - Concepção do biocorredor Brigadeiro-Caparaó**

A conectividade é uma solução para restauração de pequenas áreas de habitat entre remanescentes florestais, facilitando a dispersão de animais e plantas entre subpopulações (Bennett, 1998; Crooks & Sanjayan, 2006; Hilty et al., 2006).

A implantação de corredores, que geralmente são edificados em longas áreas estreitas de vegetação predominantemente lenhosas. No entanto, paisagens nas áreas tropicais são freqüentemente descritas como fragmentadas (McIntyre & Barrett, 1992; Fischer & Lindenmayer, 2007), e assim, podem conter muitas formas potenciais de conectividade, incluindo árvores dispersas formando núcleos de vegetação, matas ciliares e de galeira, e linhas de drenagem, entre outros. Mas ainda não está claro qual a melhor é a mais viável forma de conectividade, que realmente podem facilitar os movimentos da biota, e, portanto, também a dispersão de sementes de plantas e pólen (Doerr et al., 2011).

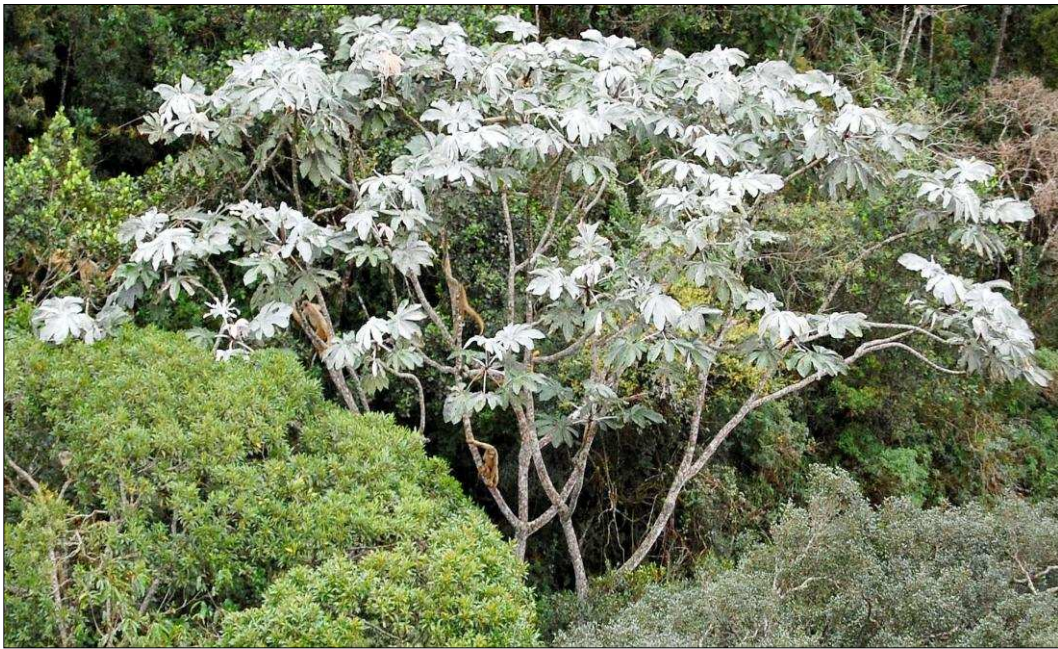
Abordagens mais populares para manter populações viáveis e a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas, são favoráveis a manutenção ou criação corredores entre os fragmentos (Haddad et al., 2003). O uso de corredores é geralmente baseado na premissa de que conectividade estrutural é equivalente a conectividade funcional (Taylor et al., 2006, Chetkiewickz et al., 2006), que o movimento de indivíduos é possibilitado ou facilitado pelos corredores e impedido ou dificultado pela matriz (Simberloff et al., 1992, Rosenberg et al., 1997). No entanto, o habitat não necessita ser obrigatoriamente conectado estruturalmente para ser conectado funcionalmente,

pois muitos organismos podem ser capazes de cruzar a matriz, via "stepping-stones".

Nesse aspecto é que um biocorredor proposto a partir de uma espécie indicadora (espécie-chave) de processos funcionais dispersivos ativos, de formação de banco de sementes, de alimentação de uma ampla gama de animais, de um padrão espacial da sucessão por facilitação-nucleação, agrega valor na proposição de corredores ecológicos.

A espécie *Cecropia hololeuca* apresenta uma distribuição agregada na paisagem, criando "ilhas de vegetação", facilitando e estimulando a regeneração natural. A indução da regeneração natural é uma forma simples de recuperar e implantar áreas, tidas como um modelo de recuperação simples devido a seu custo reduzido e à garantia de preservação do patrimônio genético e de uma elevada diversidade de espécies no local restaurado, já que, para a maioria dessas espécies, não há mudas disponíveis. Em que consiste apenas no isolamento da área e retirada do distúrbio, deixando que ela se recupere pela dinâmica natural da vegetação. No entanto, essa técnica deve ser utilizada somente quando há um banco de sementes ou plântulas de espécies pioneiras e áreas com vegetação naturais próximas à área de interesse de recuperação (Kageyama et al., 2003).

O custo-benefício, para conexão de "ilhas de vegetação com grandes populações de *Cecropia hololeuca*" torna viável a implantação dos corredores ecológicos, pois parte da sobreposição de várias interações ecológicas, tornando-o mais atrativo e economicamente viável. Por todos esses motivos *C. hololeuca* (Figura 18) deve ser considerada uma "espécie-chave" na formação de corredores entre fragmentos de Mata Atlântica por ser fundamental nas funções ecossistêmicas desejáveis.



**Figura 18:** *Cecropia hololeuca*, na região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, com vários muriquis do norte (*Brachyteles hypoxanthus*) usando-a como "ponte" entre as copas das árvores. Foto: Braz Cosenza

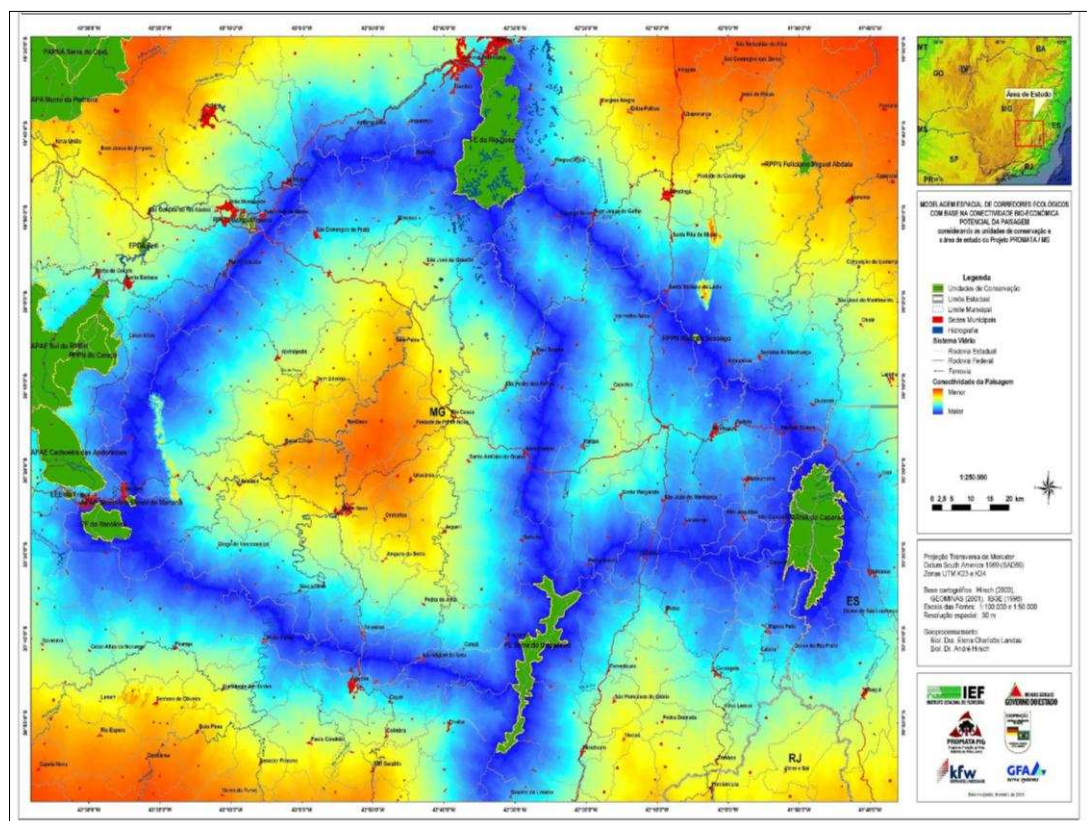
#### **14.0 - O Corredor PROMATA/IEF**

A alta fragmentação do habitat e a perda da biodiversidade não pouparam o Estado de Minas Gerais: em 2007, o Estado possuía apenas 23,4% de cobertura florestal do bioma, que originalmente cobria cerca da metade do território mineiro. A devastação resultou na diminuição em 82% da fauna original do Estado, sendo 60% associada à Mata Atlântica. Uma realidade que impulsionou iniciativas de recuperação do bioma e deu caráter de urgência às ações em favor da floresta. A partir de um acordo de cooperação bilateral entre o Brasil e a Alemanha, o Governo de Minas Gerais, através da SEMAD e do IEF, adotou uma iniciativa inovadora para apoiar a conservação da Mata Atlântica no Estado, o Projeto PROMATA (IEF, 2007).

Coordenado pela Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais - SEMAD e executado pelo Instituto Estadual de Florestas – IEF, o PROMATA resulta de um acordo com a Cooperação Financeira Brasil-Alemanha. Encarregado pelo Ministério Federal da Cooperação Econômica e do Desenvolvimento da Alemanha (BMZ), o KfW Entwicklungsbank (Banco

Alemão de Desenvolvimento). Os recursos foram integralmente investidos pelo IEF na proteção, recuperação e profissionalização da gestão de 15 unidades de conservação situadas na região de abrangência do bioma no Estado.

O Projeto contribuiu também para com o esforço empreendido pelo Instituto na obtenção de melhores condições estratégicas e operacionais de fiscalização, controle, monitoramento e prevenção e combate a incêndios florestais. Apoiou ainda o desenvolvimento de iniciativas pioneiras para o fomento à recomposição da Mata Atlântica mineira, entre elas a proposta de uma rede de Corredores Ecológicos (Figura 19) interligando as principais Unidades de Conservação com o bioma Mata Atlântica (IEF, 2007).



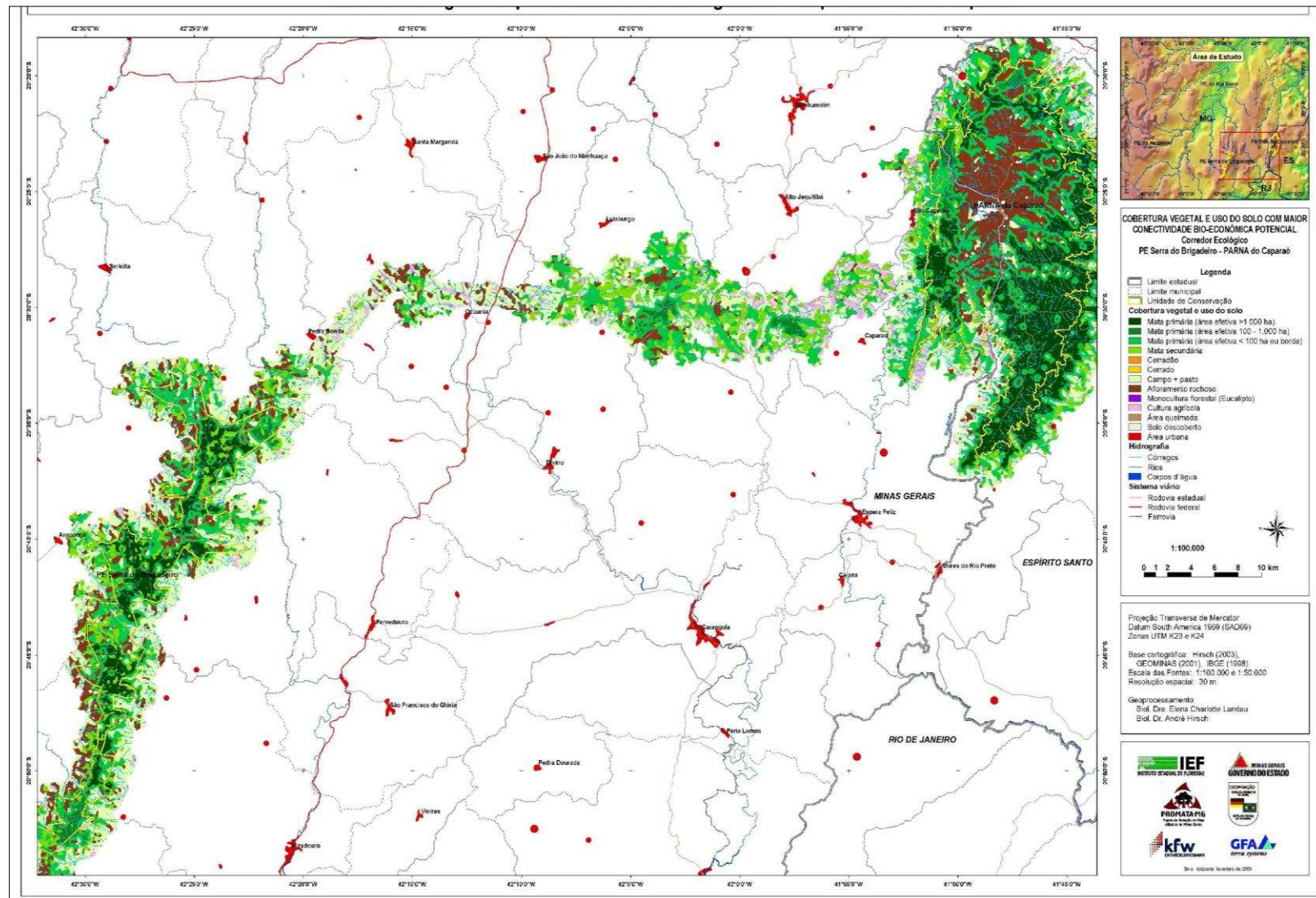
**Figura 19:** Modelagem espacial de corredores ecológicos com base na conectividade bio-econômica potencial da paisagem PROMATA/MG (2005).

A proposta do corredor PROMATA em utilizar a classificação de imagens do satélite Landsat, associada ao Inventário Florestal de Minas Gerais, que dentre outros produtos, gerou a classificação da vegetação em suas fitofisionomias. O corredor PROMATA usou a teoria da biogeografia de ilhas e propôs um corredor que priorizou os grandes fragmentos florestais, com formas arredondadas e com a menor distância entre os fragmentos, além de estimar o estágio sucessional e sua fitofisionomias.

O corredor do PROMATA tem uma característica geométrica, valoriza as relações espaciais, de tamanho, forma e distância. Na data de sua criação, as imagens de satélite apresentavam uma menor resolução espacial (= 30m), o que impedia a detecção de outros elementos da paisagem, como é o caso das copas de *Cecropia hololeuca*. Neste período, as tecnologias de classificação de imagens não permitiam avaliar a qualidade dos fragmentos. No entanto, o corredor PROMATA, foi importante ferramenta para tomada de decisão de investimentos em meio ambiente, pois norteou a primeira proposta do “melhor caminho” para a conexão entre o PESB e o PNC, priorizando as características espaciais quantitativas, mais do que as características ecológicas dos fragmentos florestais (Figura 20).

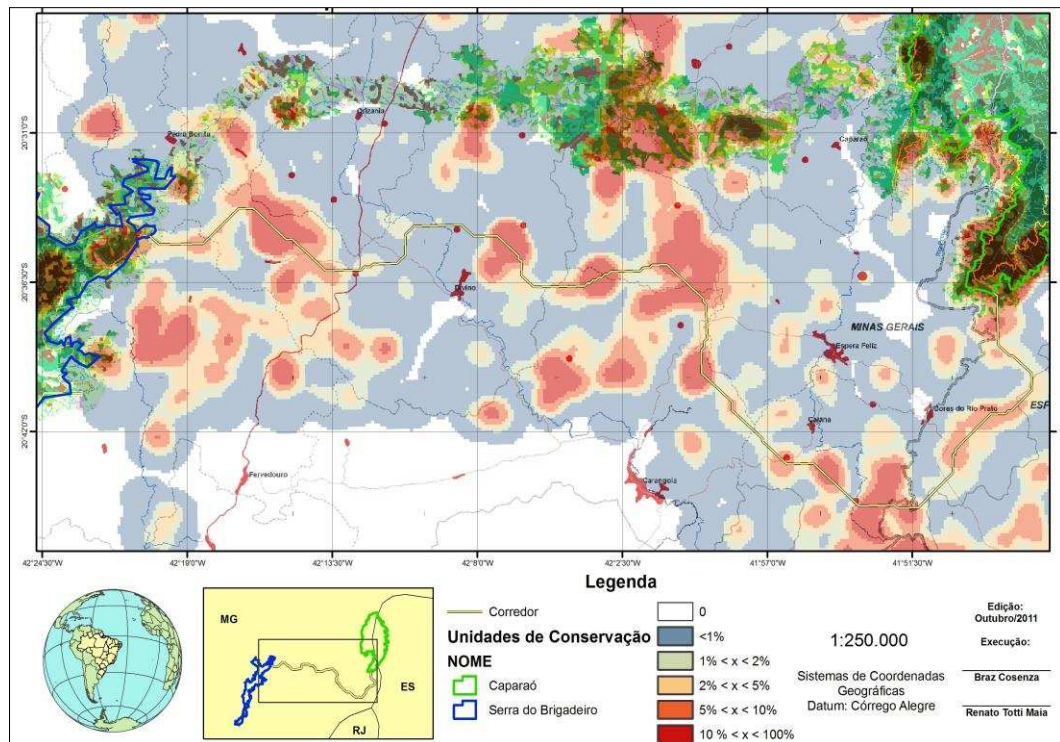
O biocorredor Brigadeiro-Caparaó ou simplesmente "biocorredor", propõe novo método de elaboração do biocorredor, pois implementam tecnologias espaciais que permitem avaliar a qualidade funcional dos fragmentos, através da detecção da espécie *Cecropia hololeuca*, considerada facilitadora, nucleadora, atrativa da fauna e dispersora de germoplasma, dentre outras vantagens ecológicas já discutidas.

A utilização do sistema Rapid Eye, proporcionou uma melhor resolução espacial (5 m), o que foi decisivo para a detecção de *C. hololeuca*. Conjuntamente com a modelagem espacial, de tamanho, forma e distância dos fragmentos, o biocorredor inclui ainda um critério de qualidade ecológica, a presença ou ausência de *C. hololeuca* nos fragmentos florestais. Assim, o "biocorredor" proporciona uma análise crítica do espaço, com critérios qualitativos, e ainda permite inferir sobre a qualidade dos fragmentos.



**Figura 20:** Proposta do Corredor PROMATA, interligando o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB ao Parque Nacional do Caparaó. PROMATA/MG (2005)

Provavelmente a diferença espacial entre o corredor do PROMATA e o biocorredor Brigadeiro-Caparaó, está relacionada à inclusão do critério ecológico. O Corredor Promata priorizou os maiores fragmentos, enquanto o biocorredor priorizou os fragmentos com facilitação, portanto, com capacidade de nucleação (Figura 21). A análise dos dois corredores é complementar, na tomada de decisão. Agora pode-se considerar tanto características espaciais, quanto características ecológicas sucessionais.



**Figura 21:** Mapa comparativo do melhor caminho entre o corredor do PROMATA que prioriza fragmentos florestais maiores, e o biocorredor Brigadeiro-Caparaó, que priorizou a ocorrência de *Cecropia hololeuca*.

Mesmo possuindo uma extensão maior (90 Km), o biocorredor funcional tem um potencial maior de implantação, que reside tão somente em fiscalizar/monitorar a nucleação dos fragmentos com alta densidade *C. hololeuca*. Neste caso o critério ecológico pode ser revertido em ganhos econômicos, pois a implementação do corredor dispensaria o plantio direto de mudas de espécie nativas, necessárias ao enriquecimento e à abundância da flora local. Um dos grandes "gargalos" de implantação do corredor do PROMATA, esta no "vazio" florestal na porção mais crítica junto à BR 116 (Figura 22).



**Figura 22:** BR -116 (Rio-Bahia), região do grande "vazio" florestal na área do corredor do PROMATA. Foto: Braz Cosenza

O simples fato de *Cecropia hololeuca*, servir de centro de dispersão de sementes, coloca a fauna como principal fator na regeneração e na construção de um biocorredor com maior capacidade de suporte para populações da fauna e da flora, contribuindo diretamente para o enriquecimento da biodiversidade, gerando efeitos potencializadores na qualidade do solo e dos recursos hídricos.

## 15.0 - A importância do biocorredor Brigadeiro-Caparaó para Conservação da Biodiversidade

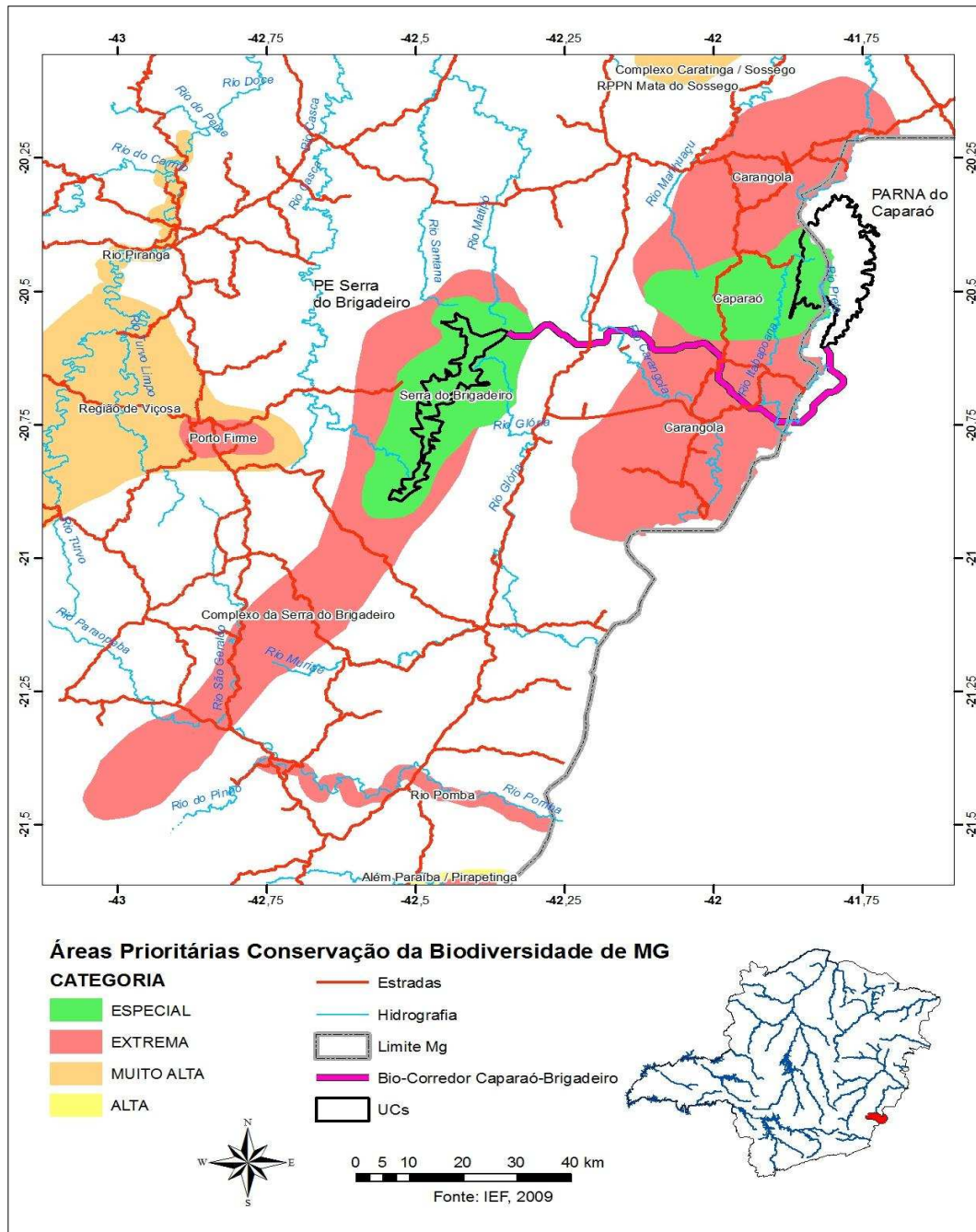
O biocorredor Brigadeiro-Caparaó, está inserido em 3 grandes áreas prioritárias para conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais, denominadas Complexo Caparaó e Serra do Brigadeiro na **categoria especial** e região de Carangola na **categoria extrema** (Figura 23). A metodologia usualmente utilizada nos projetos para indicar as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, baseada em consultas a especialistas, é composta por duas etapas principais (Drummond et al., 2005). Num primeiro momento, grupos temáticos (invertebrados, peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos, plantas, ou outros) para os quais se tenha conhecimento biológico suficiente, determinam as prioridades segundo a importância biológica da área para aquele grupo. Num segundo momento do processo, os resultados dos grupos temáticos são integrados para a definição final das áreas prioritárias.

Uma vez definidas como prioritárias, as áreas foram classificadas nas seguintes categorias de importância biológica: especial, extrema, muito alta, alta e potencial. Os critérios utilizados como base para essa classificação foram:

- **Importância biológica especial:** áreas com ocorrência de espécie(s) restrita(s) à área e/ou ambiente(s) único(s) no Estado;
- **Importância biológica extrema:** áreas com alta riqueza de espécies endêmicas, ameaçadas ou raras no Estado e/ou fenômeno biológico especial;
- **Importância biológica muito alta:** áreas com média riqueza de espécies endêmicas, ameaçadas ou raras no Estado e/ou que representem extensos remanescentes significativos, altamente ameaçados ou com alto grau de conservação;
- **Importância biológica alta:** áreas com alta riqueza de espécies em geral, presença de espécies raras ou ameaçadas no Estado, e/ou que representem remanescente de vegetação significativo ou com alto grau de conectividade;
- **Importância biológica potencial:** áreas insuficientemente conhecidas, mas com provável importância biológica, sendo, portanto, prioritárias para investigação científica.

O grupo temático da flora indicou para a região onde está inserido o Biocorredor a **implantação de um corredor ecológico**, com a finalidade, de conectar unidades de conservação (Brigadeiro e Caparaó) e áreas prioritárias de

diferentes categorias de importância biológica e remanescentes de vegetação natural ainda pouco conhecidos.



**Figura 23** : Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade inseridas na área do biocorredor Brigadeiro-Caparaó. (Drummond et al., 2005).

## 16.0 - Conclusões

- ✓ O estimador de densidade Kernel indicou que a dependência espacial é uma variável significativa para *Cecropia hololeuca*. Esse resultado sugere fortemente um padrão de facilitação/nucleação iniciado pela espécie pioneira *Cecropia hololeuca* na paisagem Brigadeiro-Caparaó.
  
- ✓ As análises espaciais juntamente com o sensoriamento remoto se mostraram capazes de detectar um padrão de distribuição espacial de *Cecropia hololeuca* na paisagem, revelando a possibilidade de criação de um corredor proposto como um modelo linear, mas também revelando a potencialidade já existente da conexão por trampolins ecológicos (Stepping-stones).
  
- ✓ O modelo proposto de *Cecropia hololeuca* como elemento conector da paisagem diminui dramaticamente custos operacionais, logísticos e financeiros de implantação de corredores ecológicos por utilizar as próprias funções ecossistêmicas para gerar um corredor com as mesmas funções tão necessárias à conectividade, aproveitando processos já existentes na paisagem.
  
- ✓ Mesmo fragmentada, a área do biocorredor indica que, nas áreas mais desmatadas, ainda existe potencial para a formação de conexões entre esses fragmentos com funções de dispersão, formação de banco de sementes, regeneração natural/sucessão secundária, facilitação, alimentação da fauna dispersora, criando ou mantendo a conectividade e ampliando a área disponível para as espécies.

## 17.0 - Referências Bibliográficas

Anderson, A. B. & Jenkins, C. N. 2006. Applying Nature's Design: corridors as a strategy for biodiversity conservation. Columbia University Press. New York. USA.

Ayres, J. M., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Queiroz, H. L., Pinto, L. P., Masterson, D., Cavalcanti, R. B. 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil.

Sociedade Civil Mamiarauá. Belém, PA. 256 p.

Beier, P. & Loe, S. 1992. "In my experience": a check list for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Society Bulletin*, Bethesda, v.20, n.4, p.434-440.

Beier, P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *The Journal of Wildlife Management*, 228-237.

Beier, P., & Noss, R. F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology*, 12(6), 1241-1252.

Bennett, A. F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology*, 4(2-3), 109-122.

Bennett, A. 1998. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. *Gland, Suiza. IUCN*.

Bezerra, H. S.; Sano, E. E.; Ferreira JR, L. G. 2007. Desempenho do satélite sino-brasileiro de recursos terrestres CBERS-2 no mapeamento da cobertura da terra no Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 25 (171-185).

Bier, P. & Noss, R. F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12:1241-1252.

Bierregaard-Junior, R. O.; Lovejoy, T. E.; Kapos, V.; Santos, A. A.; Hutchings, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*, Washington, v. 42, n. 1, p. 859-866.

Bispo, C. A. F. 1998. Uma análise da nova geração de sistemas de apoio à decisão (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Bolger, D. T., Scott, T. A., & Rotenberry, J. T. 2001. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biological Conservation*, 102(2), 213-224.

Brasil. Resolução CONAMA nº10, de 1 de outubro de 1993. Dispõe sobre os estágios de sucessão da Mata Atlântica. Brasília, DF, 3 novembro 1993.

Brotons, L., Mönkkönen, M., & Martin, J. L. 2003. Are Fragments Islands? Landscape Context and Density-Area Relationships in Boreal Forest Birds. *The American Naturalist*, 162(3), 343-357.

Brown, J. H., & Kodric-Brown, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*, 58(2), 445-449.

Bunn, A.G.; Urban, D.L. & Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59: 265-278.

Burkey, T. V. 1989. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos*, 75-81.

Caiafa, A. N. 2002. Composição florística e estrutura da vegetação sobre um afloramento rochoso no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG.. Universidade Federal de Minas Gerais.

Calijurl, M. L.; Mello, A. L. O.; Lorentz, J. F. 2002. Identificação de áreas para implantação de aterros sanitários com uso de análise estratégica de decisão. *Informática Pública*, Belo Horizonte, v. 4, n. 2, p. 231-250.

Câmara, G.; Barbosa, C.; Freitas, U. M. de. 2001. Operações de análise geográfica. In: Medeiros, J.S.de. Câmara, G. Geoprocessamento para projetos ambientais. São José dos Campos: INPE.

Câmara, G.; Carvalho, M. S.; Cruz, O. G.; Correa, V. 2004b . Análise espacial de áreas. In: Análise espacial de dados geográficos. Editores Técnicos: Druck, S.; Carvalho, M. S.; Câmara, G.; Monteiro, A. M. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados.

Campos, M. A. A. 2005. Padrão e dinâmica de floresta tropical, através de classificação orientada a objeto e da análise da paisagem com imagens LANDSAT. 105f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Carson, W. P., Cronin, J. P., & Long, Z. T. 2008. A general rule for predicting when insects will have strong top-down effects on plant communities: on the relationship between insect outbreaks and host concentration. In *Insects and ecosystem function* (pp. 193-211). Springer Berlin Heidelberg.

Carroll, C., Noss, R. F., Paquet, P. C., & Schumaker, N. H. 2003. Use of population viability analysis and reserve selection algorithms in regional conservation plans. *Ecological applications*, 13(6), 1773-1789.

Cazes, T. B.; Feitosa, R. Q.; Rego, L. F. G. 2007. Incorporação de conhecimento do especialista através de regras para a classificação de imagens de sensores remotos de alta resolução. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13, 2007. Florianópolis. Anais... Florianópolis: INPE, p. 5659-5666.

Crooks, K. R., & Sanjayan, M. A. (Eds.). 2006. *Connectivity conservation*(No. 14). Cambridge University Press.

Cook, W. M., Lane, K. T., Foster, B. L., & Holt, R. D. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*, 5(5), 619-623.

Damschen, E. I.; Haddad, N. M.; Orrock, J. L.; Tewksbury, J. J.; Levey, D. J. 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313: 1284-1286.

Dean, W. 1996. *A ferro e fogo: a história ea devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras.

Debinski, D. M., & Holt, R. D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation biology*, 14(2), 342-355.

DeForest Safford, H. 1999. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. *Journal of Biogeography*, 26(4), 693-712.

Diamond J. M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7:129-145.

Dickson, B. G., Jenness, J. S., & Beier, P. 2005. Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management*, 69(1), 264-276.

DNPM/CPRM. 1993 -: Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil; cartas geológicas, escala 1:100.000. Folhas Rio Pomba e Mariana.

Doerr, V. A., Barrett, T., & Doerr, E. D. 2011. Connectivity, dispersal behaviour and conservation under climate change: a response to Hodgson et al. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 143-147.

Drummond, G.M.; Soares, C.S.; Machado, A.B.M.; Sebaio, F.A. & Antonini, Y. (orgs). 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Segunda edição. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 222 p.

Dunster, J. A.; Dunster, K. 1954. Dictionary of natural resource management. Columbia: UBC,. 368p.

Engevix Engenharia S. A. 1995. Caracterização do meio físico da área autorizada para criação do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro-relatório técnico final dos estudos- 8292-RG-H4-003/94, Instituto Estadual de Floresta, BIRD; PRÓFLORESTA/SEPLAN. 34 p.

Espécies da flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. Ipema, 2007.

ESRI. ArcGIS – ArcMap 10, help on line. Disponível em:  
<<http://help.arcgis.com/en/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#/00170000009r000000>>

Ewers, R. M., & Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81(1), 117-142.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.

Fahrig, L. & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation biology*, 8(1), 50-59.

Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265-280.

Forero-Medina, G., & Vieira, M. V. 2007. Conectividade funcional ea importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4), 493-502.

Forman, R. T. T. & Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience*, Washington, EUA, v.31, n.10, p.733-740.

Forman, R. T. T. & Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. New York: John Wiley & Sons,. 619 .

Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge, Cambridge University Press, 632 pp.

Forman, R. T. T., 1997. *Land Mosaics - The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Reprinted. First published 1995. 631p.

Franklin, J. F., & Forman, R. T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape ecology*, 1(1), 5-18.

Franklin, J. F., & Lindenmayer, D. B. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(2), 349-350.

Gibbs, J.P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation*, 100: 15-20.

Frankham, R. 1996. Relationship of genetic variation to population size in wildlife. *Conservation Biology*, 10(6), 1500-1508.

Frankham, R., Briscoe, D. A., & Ballou, J. D. 2002. *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press.

Frankham, R. 2005. Stress and adaptation in conservation genetics. *Journal of evolutionary biology*, 18(4), 750-755.

Gilbert-norton, L. Y. N. N. E., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H. (2010). A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3), 660-668.

Goodwin, B.J. 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology*, 18: 687-699.

Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S. & Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84:609-615.

Hanski, I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos*, 209-219.

Hanski, I. & Simberloff, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In: Hanski, IA. E Gilpin, M.E. (Eds.). *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*, pp.215-242. Academic Press, San Diego.

Hanski, I. A. & Gilpin, M. E., 1997, *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Londres, Academic Press San Diego.

Harrison, R. L. 1992. Towards theory of inter-refuge corridor design. *Conservation Biology*, n. 6, p. 293-95.

Harris, L. D. 1984. *The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. University of Chicago Press.

Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological conservation*, 142(1), 14-32.

Henein, K., & Merriam, G. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape ecology*, 4(2-3), 157-170.

Henle, K., Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Saunders, D. A., & Wissel, C. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now?. *Biodiversity & Conservation*, 13(1), 1-8.

Herrmann, G., 2011. Incorporando a teoria do planejamento regional da conservação: a experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira. Belo Horizonte: Valor Natural. 228 p.

Hess, G. R. 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conservation Biology*, 8(1), 256-262.

Hijmans, R. J., & Spooner, D. M. 2001. Geographic distribution of wild potato species. *American Journal of Botany*, 88(11), 2101-2112.

Hilty, J. A.; Lidicker, W. Z.; Merenlender, A. M. 2006. Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press, 325 p.

Hodgson, J. A., Thomas, C. D., Wintle, B. A., & Moilanen, A. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 964-969.

Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., & Thomas, C. D. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 148-152.

Howe, R. W., Davis, G. J., & Mosca, V. 1991. The demographic significance of 'sink' populations. *Biological Conservation*, 57(3), 239-255.

Hubbell, S.P. 2001. The united neutral theory of biodiversity and biogeography. University Press, Princeton. 396p.

Hubbell, S.P. 2005. The neutral theory of biodiversity and biogeography and Stephen Jay Gould. *Paleobiology*, 31: 122-132.

Instituto Estadual de Florestas (IEF). 2008. Plano de Manejo do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais.

Instituto Estadual de florestas - ESF MG –2009 Universidade Federal de Lavras - UFLA. Inventário Florestal de Minas Gerais..

Jensen, J. R. I 1996. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. 2nd ed. New Jersey: Prentice Hall, 318 p.

Kageyama, P. Y., Gandara, F. B., & Souza, L. D. 1998. Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. *Série Técnica IPEF*, 12(32), 65-70.

Kageyama, P. Y., Sebbenn, A. M., Ribas, L. A., Gandara, F. B., Castellen, M., Percim, M. B., & Vencovsky, R. 2003. Diversidade genética em espécies arbóreas tropicais de diferentes estágios sucessionais por marcadores genéticos. *Scientia forestalis*, 64, 93-107.

Kivinen, S., Luoto, M., Kuussaari, M., & Helenius, J. 2006. Multi-species richness of boreal agricultural landscapes: effects of climate, biotope, soil and geographical location. *Journal of Biogeography*, 33(5), 862-875.

Kupfer J., Malanson G. P., Franklin S. B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecol Biogeogr* 15:8-20.

Laurance, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology*, 5(1), 79-89.

Leopold, Aldo. 1949. A sand county alamac. Oxford: Oxford Univ. Press.

Lees, A. C. & Peres, C. A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, 22(2), 439-449.

Lehmann, L., & Perrin, N. 2006. On metapopulation resistance to drift and extinction. *Ecology*, 87(7), 1844-1855.

Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.

Lima, M. G., & Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, 91(2), 241-247.

Lindenmayer, D. B. & Nix, H. A. 1993. Ecological Principles for the Design of Wildlife Corridors. *Conservation Biology*, 7 (03): 627-630,

Lindenmayer, D.B. & Franklin, J.F., 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington, Covelo, London.

Lindenmayer, D. B., Fischer, J., & Cunningham, R. B. 2005. Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biological Conservation*, 124(3), 311-316.

Lussier, S. M., da Silva, S. N., Charpentier, M., Heltshe, J. F., Cormier, S. M., Klemm, D. J., & Jayaraman, S. 2008. The influence of suburban land use on habitat and biotic integrity of coastal Rhode Island streams. *Environmental monitoring and assessment*, 139(1-3), 119-136.

Macarthur, R. H.; Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton Univ. Press.

Martins Jr., P. P., Endo, I., Carneiro, J.A., Novaes, L.A.d'A., Pereira, M.A.S. & Vasconcelos, V.V., 2006. Modelos de Integração de Conhecimentos Geológicos para Auxílio à Decisão sobre Uso da Terra em zonas de Recarga de Aqüíferos. *Revista Brasileira de Geociências*, 36 (4): 651-662.

McIntyre, S. & Barrett, G. W. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology*, 6(1), 146-147.

McIntyre, S.; Hobbs, R. A 1999. framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and reseach models. *Conservation Biology*, v.13, n.6, p.1282-1292.

Merriam, G.; Lanoue, 1990. A. Corridor use by small mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecology*, v. 4, n. 2-3, p. 123-132.

Metzger, J.P. & Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta ecologica* 18: 1-12.

Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotrop.* 1(1/2): <http://www.biotaneotropica.org.br>.

Mittermeier, R. A., Fonseca, G. D., Rylands, A. B., & Brandon, K. 2005. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 14-21.

MMA 2000. Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Conservation International, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Instituto Estadual de Florestas do Estado de Minas Gerais. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Moilanen, A.; Hanski, I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95: 147-151.

Noss, R.F. 1987. Corridors in Real Landscapes: A Reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1:159-164.

Noss, R. F. & Harris, L. D. 1986. Nodes, networks, and MUMs: preserving diversity at all scales. *Environmental management*, 10(3), 299-309.

Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33(11), 700-706.

Oliveira-Filho, A. D., & Ratter, J. A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, 52, 141-194.

Oliveira, A. D., Amaral, I. L., Ramos, M. B. P., Nobre, A. D., Couto, L. B., & Sahdo, R. M. 2008. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 38(4), 627-642.

Oliveira, F. S. D. 2006. Diagnóstico dos fragmentos florestais e das áreas de preservação permanente no entorno do Parque Nacional do Caparaó, no estado de Minas Gerais.

Opdam, P., & Wascher, D. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological conservation*, 117(3), 285-297.

Paula, C.C. 1998. Florística da família Bromeliaceae no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG – Brasil. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

Pardini, R., Faria, D., Accacio, G. M., Laps, R. R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M. L., ... & Baumgarten, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6), 1178-1190.

Pires, A. S.; Fernandez, F. A. S.; Barros, C. S. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G.; Van Sluys, M. & Alves, M. A. S. (orgs). *Biologia da conservação: essências*. RiMa, São Carlos, Brasil, p.231-260.

Prevedello, J. A., & Vieira, M. V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19(5), 1205-1223.

Primack, R. B.; Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina,. 328p.

Preston, F.W. 1962. The canonical distributions of commonness and rarity: part 2. v.43, n.3, p.410-432.

PROJETO DOCES MATAS. 2001. O trabalho com comunidades rurais no entorno de unidades de conservação. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.

PROMATA; IEF. Plano de Manejo da Serra do Brigadeiro - Resumo Executivo. Belo Horizonte. Outubro, 2007. 15 p.

Prugh, I. r., Hodges, k. e., Sinclair, a. r., & Brashares, j. s. 2008. effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *proceedings of the national academy of sciences*, 105(52), 20770-20775.

Ricklefs, R.E. 2006. The unified neutral theory of biodiversity: do the numbers add up? *Ecology*, 87: 1424-1431.

Rodrigues, E. R., Cullen Junior, L., Beltrame, T. P., Moscolgiato, A. V., & Silva, I. D. 2007. Avaliação econômica de sistemas agroflorestais implantados para recuperação de reserva legal no Pontal do Paranapanema, São Paulo. *Revista Árvore*, 31(5), 941-948.

Rodrigues, H. O., Soares-Filho, B. S., & Costa, W. L. D. S. 2007. Dinâmica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 13, 3089-3096.

Rolstad, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological journal of the Linnean Society*, 42(1-2), 149-163.

Rosenberg, D. K.; Noon, B. R.; Meslow, E. C. 1997. Biological corridors: form, function and efficacy. *Bioscience*, Washington, v. 47, n.10, p.677-687.

Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W., & Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature*, 392(6675), 491-494.

Sanderson, J. & Harris, L. D. (Eds.). 2000. Landscape Ecology: a Top-Down Approach. Landscape Ecology Series. Lewis Publishers. USA.. 243p.

Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891-904.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.

Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. 1991. The role of corridor in conservation: what do we know and where do we go? In: Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. (Ed.). *Nature conservation 2: the role of corridors*. Chipping Norton: Surrey Beatt., p. 421-427.

Simberloff, D. S., & Abele, L. G. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, 191(4224), 285-286.

Simberloff, D., & Cox, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, 1(1), 63-71.

Simberloff, D.; Farr, J. A.; Cox, J.; Mehlman, D. W. 1992. Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*, Oxford, v. 6, n. 4, p. 493-504.

Silva, I. V. D., Meira, R. M. S. A., Azevedo, A. A., & Euclides, R. M. D. A. 2006. Estratégias anatômicas foliares de treze espécies de Orchidaceae ocorrentes em um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB): MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20.

Sisk, T. D., Haddad, N. M., & Ehrlich, P. R. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications*, 7(4), 1170-1180.

Spellerberg, I. F. 1993. Monitoring ecological change. Cambridge, Cambridge University Press, 334p.

Spinola, C. M., Camargo, E. T., Thiago, P., Campos Filho, E. M., Bechara, F. C., Barretto, K. D., & Camargo, F. R. 2005. Uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para avaliar a relação entre mastofauna e mosaico fitofisionômico numa área de plantio de Eucalyptus da Votorantim Florestal. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21.

Stockwell, C. A., Hendry, A. P., & Kinnison, M. T. 2003. Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(2), 94-101.

Szacki, J., 1999. "Spatially structured populations: how much do they match the classic metapopulation concept?", *Landscape Ecology*, v.14, pp. 367-379.

Tabarelli, M., & Mantovani, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2), 239-250.

Taylor, P.D.; Fahrig, L.; Kringen, H. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68: 571-573.

Taylor, P.D. & Merriam, G. 1996. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. *Landscape Ecology*, 11: 181-189.

Terborgh, J., Lopez, L., & Tello S, J. 1997. Bird communities in transition: the Lago Guri islands. *Ecology*, 78(5), 1494-1501.

Tewksbury, J. J. 2002. Fruits, frugivores and the evolutionary arms race. *New Phytologist*, 156(2), 137-139.

Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L., & Nowak, M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt.

Tischendorf, L. & Fahrig, L. 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15: 633-641.

Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, v.33, p.200-209.

Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123(4), 507-519.

UNESCO Brasil 2003. Subsídios ao Zoneamento da APA Gama-Cabeça de Veado e Reserva da Biosfera do Cerrado – Caracterização e Conflitos Socioambientais. Brasília: Unesco, MAB, Reserva da Biosfera do Cerrado,. 176p.

Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Relatório, 123 p.

Zeller, K. 2007. Jaguars in the new millennium data set update: the state of the jaguar in 2006. *Wildlife Conservation Society, New York*.

Young, A.G.; Clarke, G.M. 2000. Genetics, demography and viability of fragmented populations. Cambridge University Press, Cambridge.

Weibull, A. C., Bengtsson, J., & Nohlgren, E. 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23(6), 743-750.

Wiens, J.A. 2002. Predicting species occurrences: progress, problems, and prospects. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (eds.). Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Pp. 739-749. Island Press, Washington.

Wiens, J. A. 1997. The emerging role of patchiness in conservation biology. In *The ecological basis of conservation* (pp. 93-107). Springer US.

Wiens, J. A., Chr, N., Van Horne, B., & Ims, R. A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 369-380.

With, K.A. & King, A.W. 1999. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology*, 4: 73-82.

Wu, J. & Hobbs, R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, 17: 355-365.

**18.0 - Anexo 2 :Tabela –** Especificações técnicas gerais dos satélites do sistema RapidEye, ao passar verificação de assinatura espectral de *C. hololeuca*.

Número de Satélites: 5
Altitude da Órbita: 630 km, órbita síncrona com o Sol
Hora de Passagem no Equador: 11:00 hs (aproximadamente)
Velocidade: 27.000 km/h
Largura da Imagem: 77 km
Tempo de Revisita: Diariamente (off-nadir); 5,5 Dias (nadir)
Capacidade de Coleta: 4,5 milhões de Km <sup>2</sup> /dia
Tipo do Sensor : Multiespectral (pushbroom imager)
Bandas Espectrais: 5 (Red, Green, Blue, Red-Edge, Near IR)
Resolução Espacial (nadir): 6,5 m
Tamanho do Pixel (ortorretificado): 5 m
Armazenamento de Dados a Bordo: 1.500 km de dados de imagens por órbita
Resolução Radiométrica: 12 bits
Velocidade de Download (banda X): 80 Mbps

## 19.0 - CONCLUSÕES GERAIS

A partir dos resultados obtidos nos dois capítulos pôde-se concluir que:

✓ *Cecropia hololeuca* possui distribuição agregada em uma comunidade florestal secundária de Mata Atlântica e que sua distribuição espacial está sobreposta à ocorrência de *Brachyteles hypoxanthus* na região norte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro;

✓ *Cecropia hololeuca*, é, um espécie-chave na formação de conexões entre fragmentos de Mata Atlântica por meio de sucessão secundária e deve ser considerada como possibilidade nas propostas de criação de corredores ecológicos;

✓ *Cecropia hololeuca* é "engenheira de habitats" para uma ampla gama de animais, especialmente fauna dispersora, inclusive espécies ameaçadas de extinção como o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomela*)s e o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*);

✓ As análises espaciais juntamente com o sensoriamento remoto se mostraram capazes de detectar um padrão de distribuição espacial de *Cecropia hololeuca* na paisagem, revelando a possibilidade de criação de um corredor ecológico;

✓ O modelo proposto de *Cecropia hololeuca* como elemento conector da paisagem diminui dramaticamente custos operacionais, logísticos e financeiros de implantação de corredores ecológicos por utilizar as próprias funções ecossistêmicas para gerar um corredor com as mesmas funções tão necessárias à conectividade, aproveitando processos já existentes na paisagem;

✓ Mesmo fragmentada, a área do biocorredor Brigadeiro-Caparaó indica que, nas áreas mais desmatadas, ainda existe potencial para a formação de conexões entre esses fragmentos com funções de dispersão, formação de banco de sementes, regeneração natural/sucessão secundária, facilitação, alimentação da fauna dispersora, criando ou mantendo a conectividade e ampliando a área disponível para as espécies.