

Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Departamento de Ecologia  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Fernando Figueiredo Goulart

Uso de modelos para avaliar a influência da  
matriz de paisagens fragmentadas sobre aves do  
Cerrado e da Mata Atlântica

Brasília

-2012-



Tese de Doutorado

**FERNANDO FIGUEIREDO GOULART**

Título:

“Uso de modelos para avaliar a influência da matriz de paisagens fragmentadas sobre aves do Cerrado e da Mata”.

**Banca Examinadora:**

*Prof. Dr. Ricardo Bonfim Machado*  
Presidente / Orientador  
ZOO/UnB

*Prof. Dr. Jean Paul Walter Metzger*  
Membro Titular  
IB/USP

*Prof. Dr. Ricardo Seixas Brites*  
Membro Titular  
IG/UnB

*Prof. Dr. Mario Almeida Neto*  
Membro Titular  
UFG

*Prof. Dr. Carlos Henke de Oliveira*  
Membro Titular  
ZOO/UnB

*Prof. Dra. Mercedes Maria C. Bustamante*  
Membro Titular  
ECL/UnB

Brasília, 16 de agosto de 2012.



## SAF

Saf: safa esse mundo essa dor,  
farsa de fé de semente que ataca esse povo essa gente

Saf: vê se me faz um favor  
planta no pasto uma flor contra monocultural semente, você mente!

Saf: joga bomba de amor  
mate todo tipo de fome cure todo tipo de dor, faz favor!

Saf: do nascer até o poente  
para de mexer com o gene, salva a gente!

Saf: afasta de mim esse cálice  
Eu quero que essa praga se alastre quero ver ajoelhar o dominador, dor!

*Macaco Sem Pelo (FFG)*



## ÍNDICE

Agradecimentos.....	10
1.1. Esclarecimentos sobre a organização da tese.....	14
1.2. Referências.. ..	16
2. INTRODUÇÃO GERAL.....	17
2.1 Sistemas agrícolas e a conservação da biodiversidade nos trópicos.....	17
2.3. Fome e conservação nos trópicos.....	17
2.4. Mitos e fatos sobre a conservação e a produção agrícola.....	18
2.5. Biodiversidade e agricultura: balanço ou sinergia?.....	19
2.6. Insegurança alimentar nos trópicos.....	23
2.7. Agricultura e conservação da biodiversidade.....	24
2.8. Agroflorestas cacauerias.....	27
2.9. Sistemas de café-sombreado.....	29
2.10. Quintais agroflorestais e outros sistemas.....	31
2.11. Considerações finais.....	36
2.12. Referências.....	37
3. CAPÍTULO 1: Efeito do isolamento das manchas de habitat na efetividade de restauração da matriz para a conectividade de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica.....	42
3.1. Resumo.....	42
3.2. Introdução geral.....	42
3.3. Modelo teórico.....	43
3.4. Objetivo.....	45
3.5. Métodos.....	46
3.5.1 Espécies-alvo.....	46
3.5.2. Capacidade de dispersão.....	46
3.5.3. Seleção Paisagem.....	47
3.5.4. As métricas da paisagem e índices.....	48
3.5.6. As análises estatísticas.....	49
3.6. Resultados.....	50
3.7. Discussão.....	53
3.8. Conclusão.....	55

3.9. Referências.....	56
4. CAPÍTULO 2: Efeito da intensificação da matriz agrícola sobre os pássaros endêmicos em uma paisagem da Mata Atlântica: um modelo qualitativo sobre estocasticidade e imigração.....	60
4.1. Resumo.....	60
4.2. Introdução.....	60
4.3. Métodos.....	63
4.3.1. Descrição da paisagem.....	63
4.3.2. Características das espécies.....	63
4.3.3. Descrição do modelo.....	64
4.4. Resultados.....	65
4.4.1 Cenários.....	65
4.4.2. Simulações gerais.....	67
4.4.3. <i>Chiroxiphia caudata</i> .....	68
4.4.4. <i>Pyriglena leucoptera</i> .....	69
4.4.5. <i>Xiphorhynchus fuscus</i> .....	70
4.4.6. <i>Sclerurus scansor</i> .....	70
Discussão.....	71
4.5 Trabalhos relacionados e o potencial de raciocínio qualitativo.....	73
4.6. Conclusão .....	74
4.7. Referências.....	75
5) CAPITULO 3 - Efeitos de dois tipos de manejos agrícolas da matriz nas comunidades de aves habitando um mosaico de floresta e savana na região do Cerrado: uma abordagem em raciocínio qualitativo.....	81
5.1 Resumo .....	81
5.2. Introdução Geral.....	81
5.3. As práticas agrícolas e os efeitos nas aves.....	82
5.4. O Raciocínio qualitativo .....	83
5.5. O Modelo.....	85

5.5.1	Dividindo espécies de aves do Cerrado em três grupos.....	85
5.5.2.	Descrição da paisagem.....	86
5.5.3.	Agricultural intensiva.....	91
5.5.4.	Manejo Tradicional.....	92
5.6.	Resultados.....	93
5.6.1	Simulações sobre o efeito da agricultura intensiva sobre os três grupos de aves.....	94
5.6.2.	Simulação do efeito da agricultura tradicional nos três grupos de espécies.....	98
5.7.	Discussão.....	102
5.7.1	Comparação entre os efeitos de práticas de manejo.....	102
5.7.2.	A heterogeneidade é a chave.....	103
5.7.3.	Potencial de modelos qualitativos para resolução de problemas em ecologia.....	105
5.8.	Conclusão.....	106
5.9.	Referências .....	106
5.10.	Apêndice: .....	114
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	117
7.	SUBMISSÕES/ACEITES.....	119
7.1	APÊNDICE I: Prova para os autores do capítulo intitulado <i>Agriculture Systems and the conservation of biodiversity and ecosystems in the tropics</i> publicado em um livro chamado Biodiversity pela editora Intech Press	
7.1.1	Carta de aceite do editor do livro	
7.2.	APÊNDICE II: Manuscrito <i>Influence of landscape isolation on effectiveness of matrix restoration for forest birds in the Atlantic Forest hotspot: Where does matrix most matters?</i> submetido para o periódico <i>Landscape Ecology</i>	
7.3.	APÊNDICE III: Manuscrito <i>How may agricultural matrix intensification affect understory birds in an Atlantic Forest landscape? A qualitative model on stochasticity and immigration</i> re-submetido para ao periódico <i>Ecological Informatics</i> após revisões sugeridas pelos revisores	
7.3.1.	Últimos comunicados de revisão do manuscrito pelo periódico	
7.4.	APÊNDICE VI: Manuscrito <i>How do different agricultural management strategies affect bird communities inhabiting a savanna-forest mosaic? A qualitative reasoning</i>	

*approach* aceito para publicação pelo periódico *Agriculture, Ecosystems and Environment* após revisões

7.4.1. Últimos comunicados de revisão do manuscrito pelo periódico



## Agradecimentos

Primeiramente, gostaria de agradecer meus pais, Eugênio Marcos Andrade Goulart e Lúcia Maria Horta de Figueiredo Goulart por estarem sempre do meu lado, me apoiando afetivamente e tecnicamente todos os dias da minha vida (dos piores aos melhores momentos), por serem o maior exemplo de seres humanos e fonte de inspiração para a minha pessoa. Amo vocês demais!

Gostaria de agradecer a minha família, Maíra Figueiredo Goulart, Alexander Azevedo, Miguel Goulart de Azevedo (o astro!), Tomás Goulart de Azevedo (que está chegando) Leonor Horta de Figueiredo, Thadeu Pereira de Figueredo, Flávia Andrade Goulart, João Ferreira Goulart, Flávio Alberto Andrade Goulart, Maria, Maurício Guimarães Goulart, Daniela Guimarães Goulart, Tadeu Rocha, Daniely, Téo, Chicão, Flavinho, Sofia, Dili e Carol Ferrer.

sem palavras.....

A todos os colegas que contribuíram para a tese, Marcelo Corrêa da Silva, André Zanella, Carlos Bonsi Checoli, Washington Luis Oliveira, Pablo Saboya, Guilherme Freitas, Lililian Costa, Marco Túlio, Natan Spalla, Bárbara Zimbres, Renata Françoso, Gustavo Leite, Isabela Gontijo, Gilberto Cosac, Vitor Valentin, Felipe Formiga, Tiobim e Fernando Magyar.

Aos professores: Dr. Tamiel Baiocchi Jacobson (UnB -Planaltina), Dr. Geraldo Wilson Fernandes (UFMG), Dr. José Eugênio Cortês (UFMG), Dr. Cláudia Jacobi (UFMG), Dr. Alexandre Uezu (IPÊ), Dr. Adriano Páglia (UFMG), Dr. Roberto Cavalcanti (UnB-MMA), Dr. Ludmila Aguiar (UnB), Dr. Miguel Marini (UnB), Dr. Jonh DuVal Hay (UnB), Dr. Mercedes Bustamante (UnB-CDTI), Dr. Carlos Henke (UnB), Dr. Ricardo Brites (UnB), Dr. Marcos Rodrigues (UFMG), Dr. Lúcia H. F. Goulart (UFMG), Dr. Eugênio M. Andrade Goulart (UFMG), Dr. Maíra F. Goulart (UFVJ), Dr. Frederico Takahashi (UnB), Dr. John Vandermeer (Universidade de Michigan), Dr. Ivette Perfecto (Universidade de Michigan), Dr. Mário Neto (UFG).

Aos moradores da região do Serro Chicão, Sr Antônio, Francisco, Crispim, Bruno, Zé Geraldo, Chico Preto, Zinho. Cininha, Sudária, Bruno, Zé Amanso, Valdir de Bina, Zé Ailtom, Helio Queiroz, Zé Paca, Chiquinho, Maria, Dna Efigênia, D. Dalva, Antônio, Simião, Sr Lindolfo, Sr Adão, Sr Culito, Paulo Lima, Dona Rosa, D. Antônia, Gabi, D Dirlene, Sr Nadin.

O presente projeto foi financiado pelo Laboratório de Planejamento Sistemático para a Conservação na Universidade de Brasília e o Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos, que é apoiado pela Rede ComCerrado DA Universidade de Brasília / Ministério da Ciência e Tecnologia.

Agradeço ao programa de Pós-Graduação em Ecologia Universidade de Brasília pela apoio técnico e financeiro.. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado.

Gostaria de agradecer enormemente meu orientador Prof. Ricardo B. Machado e co-orientador Prof. Paulo Salles pelo apoio durante essa árdua caminhada.

Finalmente, gostaria de agradecer o planeta Terra, pois sem ele nada disso seria possível. Agradeço também a todos os sons, sem eles eu não teria tanta paciência.

## 1.1. Esclarecimento sobre a organização da tese

A perda massiva de diversidade biológica vem causando grande alarme no meio científico. O chamado sexto evento de extinção em massa possui magnitude semelhante ao evento de extinção em massa ocorrido no Cretáceo, com a diferença de que as atividades antrópicas são as principais causas do evento de extinção no presente (Chen, 2005). Dos impactos antrópicos, a destruição de habitat e fragmentação são consideradas as maiores causas da perda de biodiversidade em nível global (Primack & Rodrigues, 2001). Por causa da magnitude dos efeitos adversos da fragmentação na biodiversidade, grande parte dos esforços de conservação tem sido voltada para a compreensão desse fenômeno sobre as espécies. Dentro do estudo dos efeitos da fragmentação na biodiversidade, grande enfoque tem sido dado às respostas dos organismos à redução da área de habitat e aumento do isolamento da mancha de habitat que utilizam (Bissonette & Storch, 2002; Laurance et al., 2002; Nol et al., 2005; Ewers & Didham, 2006; Lindenmayer & Fischer, 2007). Tal enfoque se baseia nas premissas produzidas pela teoria de Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson, (1967), que geralmente assume uma paisagem binária composta por manchas de habitat em uma matriz de não habitat. No geral, tais estudos corroboram com os resultados de MacArthur e Wilson ressaltando a importância da área e isolamento para manutenção de populações em manchas de habitat.

Entretanto, esse quase meio século de estudos sobre fragmentação sugere que tal processo é muito mais complexo do que se imaginava a princípio (Bissonette & Storch, 2002; Debinski & Holt, 2000; Ewers & Didham, 2006; Lindenmayer & Fischer, 2007). Um dos principais fatores que confunde a compreensão das consequências da fragmentação e a relação espécie-área são os processos ligados à matriz de paisagem (Ewers & Didham, 2006). A matriz, definida como o maior componente na paisagem (Forman, 1995), ou o mosaico de unidades de "não habitat" que circunda as manchas de habitat (Metzger, 2001) é importante mediadora dos processos dos organismos que ocupam as manchas de habitat (Ricketts, 2001; Vandermeer & Carvajal, 2001; Fischer et al. 2005).

Os mecanismos da matriz de paisagem que afetam a dinâmica de populações presentes nas manchas de habitat são múltiplos. A primeira hipótese prediz que o aumento da permeabilidade da matriz aumenta o fluxo de indivíduos na paisagem e as taxas de (re)colonização nos fragmentos de habitat (Perfecto & Vandermeer, 2010). A recolonização balanceia os processos de extinção local em fragmentos permitindo a manutenção das populações no longo prazo. A descoberta de que as taxas de extinção são altas mesmo em grandes áreas (e.g. Ferraz et al., 2005), sugere que a importância da conectividade para a manutenção de populações habitando paisagens fragmentadas é ainda maior.

Outra forma pela qual a matriz afeta as populações das manchas de habitat reside no fato de muitos organismos utilizam a matriz adjacente como habitat suplementar para forrageamento e reprodução. Tal fato já foi observado na Mata Atlântica (Goulart et al., 2011) e no Cerrado (Tubelis et al., 2004). Finalmente a qualidade da matriz afeta o efeito de borda e a área efetiva do fragmento para as espécies que o habitam (Kupfer et al., 2006)

Ao mudar o enfoque do interior do fragmento de habitat para a matriz, biólogos da conservação e ecólogos devem necessariamente compreender a dinâmica ecológica

dos manejos humanos. Dentro dessa problemática surge a discussão sobre a matriz agroecológica. Cassaman & Wood (2009) sugerem que 30% da superfície terrestre do planeta é composta por áreas agrícolas, sendo que McNeely & Scherr, 2003 apontam que 70% dos trópicos é composto por pastagens, sistemas agrícolas e outros manejos humanos. Dessa forma, em paisagens fragmentadas, é de extrema importância que a resposta dos organismos aos diferentes manejos da matriz seja conhecida para que manejos menos impactantes à biodiversidades sejam propostos. Tal importância é ainda maior em regiões com alto nível de destruição e alta biodiversidade como o Cerrado e a Mata Atlântica (Myers et al., 2000).

O presente estudo é um esforço para melhor compreender as dinâmicas de aves em paisagens fragmentadas, enfocando o efeito do manejo agrícola da matriz sobre o grupo. Tendo em vista que uma das principais hipóteses sobre a influência da matriz nas dinâmicas metapopulacionais se refere à permeabilidade do ambiente na dispersão das espécies e que existe uma grande dificuldade em medir dispersão em vertebrados (Holyoak et al., 2008), a modelagem torna-se necessária para tal estudo. Tal fato se dá uma vez que a modelagem permite reunir os dados disponíveis na literatura, identificar padrões e simular cenários a partir de informações mínimas.

Uma das principais limitações dos modelos matemáticos na Ecologia é a imprecisão causada pela falta de dados biológicos básicos de alta qualidade (Ellner et al., 2002). Tal imprecisão é ainda maior quando os modelos dependem de dados de movimentação animal (Koenig et al., 1996; Holyoak et al., 2008), uma vez que nos trópicos tais informações são desconhecidas e os poucos dados existentes são imprecisos e até mesmo contraditórios (Marini, 2010). Além disso, existem outros problemas relacionados à utilização de modelos na Ecologia como o fato de muitas equações serem insolúveis analiticamente excedendo a capacidade de bons computadores e mesmo quando estas são solucionadas, os resultados são expressos em coeficientes de pouco significado biológico (Levins, 1966).

Frente a tais limitações, Levins (1966) sugere a adoção de várias estratégias:

1) *Sacrificar generalidade em detrimento do realismo e precisão.* Envolve a redução dos parâmetros para aqueles que são importantes no comportamento do organismo em questão. Isso permite fazer previsões testáveis utilizando medidas acuradas. Tal tradição é geralmente adotada por ictiólogos e cientistas ligados aos recursos pesqueiros.

2) *Sacrificar realismo em detrimento da precisão e generalidade.* Essa tradição se utiliza de equações claramente irrealistas para a obtenção de resultados precisos. Isso é feito assumindo que pressupostos irreais irão cancelar uns aos outros e que pequenos desvios da realidade levarão a pequenos desvios nas conclusões. A partir da precisão, essa tradição almeja o aumento do realismo.

3) *Sacrificar precisão em detrimento do realismo e generalismo.* Esse enfoque é utilizado pelo próprio Levins e outros autores (e.g. MacArthur & Levins, 1964). Uma vez que tais autores estão mais preocupados com as dinâmicas qualitativas ao longo prazo do que resultados quantitativos precisos, tais modelos possuem grande flexibilidade, geralmente gráficos, assumindo funções que estão crescendo ou decrescendo, côncavas ou convexas, maior ou menor que determinado valor. Apesar disso, até mesmo os modelos mais flexíveis possuem pressupostos artificiais.



O presente estudo optou pelas estratégias 2 e 3 para contornar os problemas relacionados a imprecisão dos dados de entrada disponíveis para o modelar questões referentes ao manejo da matriz. O capítulo 1 propõe um modelo diagramático para compreender as relações entre isolamento de fragmentos florestais e a efetividade da restauração da matriz para a conectividade funcional de quatro espécies de pássaros em paisagens da Mata Atlântica. O capítulo também testa os resultados obtidos no modelo teórico por meio de um modelo espacialmente explícito. Esse capítulo se utiliza da abordagem de modelagem 2, de acordo com as categorias sugeridas por Levins (1966). Nele, buscou-se utilizar de equações que empregam vários pressupostos para obtenção resultados precisos.

Os capítulos 2 e 3 utilizam-se da estratégia 3, buscando uma abordagem mais ampla e sistêmica na qual os resultados qualitativos de longo prazo são mais valorizados em detrimento da precisão. Ambos os capítulos utilizam a modelagem qualitativa, um método de raciocínio não numérico desenvolvido para situações em que os dados possuem baixa resolução (Forbus, 1984). O capítulo 2 prevê-se a influência da intensificação da matriz agrícola na dinâmica de quatro espécies (as mesmas tratadas no capítulo 1) em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. O capítulo 3 simula a influência da intensificação da matriz agrícola em comunidades de aves que ocupam um mosaico de floresta e cerrado. Adicionalmente, a introdução geral situa a discussão agroecológica e faz uma revisão dos impactos diferentes sistemas agrícolas na biodiversidade e ecossistemas.

A sequência dos capítulos segue uma ordem hierárquica de níveis de complexidade de organização ecológica. No capítulo 1 modelou-se a dispersão no nível individual, o capítulo 2 se refere ao nível populacional e o 3 se refere ao nível comunitário.

De acordo com Levins (1966), todas as estratégias possuem suas vantagens e desvantagens, sendo que não existe um paradigma que seja mais adequado do que o outro. Por outro lado, o autor sugere a utilização de vários modelos, que vão da generalidade até a particularidade. A presente tese é um esforço de associação de diferentes abordagens de modelagem ecológica. O autor também sugere a utilização de modelos agrupados (*clusters*) que podem se sobrepor ou se complementar. A modelagem composicional (Falkenhainer & Forbus, 1991) utilizada nos capítulos 2 e 3 utiliza necessariamente agrupamento de modelos, no qual fragmentos de modelos são acionados pela engrenagem de simulação. O fato do capítulo 1 e 2 tratarem de dinâmica metapopulacional utilizando dois métodos distintos (modelagem quantitativa no capítulo 1 e qualitativa no capítulo 2), também mostra um esforço de sobrepor abordagens distintas sobre o mesmo aspecto ecológico para a melhor compreensão dos mesmos.

Boa leitura.

## 1.2. Referências

- Bissonette, J. A., & Storch, I. (2002). Fragmentation: is the message clear? *Conserv. Ecol*, 6(2), 14.
- Chen, J. (2005). Legal mythmaking in a time of mass extinctions: Reconciling stories of origins with human destiny. *Harv. Envtl. L. Rev.*, 29, 279.

- Cassman K, Wood S (2005) Cultivated Systems. In: Milenium Ecosystem Assessment Report (available at <http://www.maweb.org/en/index.aspx>). Washington: Island Press. pp. 793
- Debinski, D. M., & Holt, R. D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14(2), 342–355.
- Ellner, S. P., Fieberg, J., Ludwig, D., & Wilcox, C. (2002). Precision of population viability analysis. *Conserv. Biol.*, 16(1), 258–261.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.* 81(1), 117–142.
- Falkenhainer, B., & Forbus, K. D. (1991). Compositional modeling: finding the right model for the job. *Artif. intel.* 51(1-3), 95–143.
- Fischer, J., Fazey, I., Briese, R., & Lindenmayer, D. B. (2005). Making the matrix matter: challenges in Australian grazing landscapes. *Biod. Cons.* 14(3), 561–578.
- Forbus, K. D. (1984). Qualitative process theory. *Artif. intel.* 24(1-3), 85–168.
- Goulart, F. F., Vandermeer, J., Perfecto, I., & da Matta-Machado, R. P. (2011). Frugivory by five bird species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agrof. syst.* 1–8.
- Holyoak, M., Casagrandi, R., Nathan, R., Revilla, E., & Spiegel, O. (2008). Trends and missing parts in the study of movement ecology. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 105(49), 19060.
- Koenig, W. D., Van Vuren, D., & Hooge, P. N. (1996). Detectability, philopatry, and the distribution of dispersal distances in vertebrates. *Trends in Ecol. Evol.* 11(12), 514–517.
- Kupfer, J. A., 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. *Glob. Ecol. Biogeo.*, 15(1), 8–20.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., et al. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16(3), 605–618.
- Levins, R. (1966). The strategy of model building in population biology. *Am. Sci.* 54(4), 421–431.
- Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2007). Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecol. Evol.* 22(3), 127–132.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton Univ Pr.
- MacArthur, R., & Levins, R. (1964). Competition, habitat selection, and character displacement in a patchy environment. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA.* 51(6), 1207.
- Marini, M. Â. (2010). Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 45(1), 1–10.
- Martensen, A. C., Pimentel, R. G., & Metzger, J. P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biol. Conserv.* 141(9), 2184–2192.
- McNeely, J. A., & Scherr, S. J. (2003). *Ecoagriculture: strategies to feed the world and save wild biodiversity*. Island Pr.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropical.* 1(1-2): 1-9
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. ., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nat.* 403(6772), 853–858.

- Nol, E., Francis, C. M., & Burke, D. M. (2005). Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conserv. Biol.* 19(3), 836–844.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2010). The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. National. Acad. Sci.* 107(13), 5786.
- Primack, B. R., & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*, Londrina, ed. *Planta*.
- Ricketts, T. H. (2001). The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am. Nat.* 158(1), 87–99.
- Tubelis, D. P., Cowling, A., & Donnelly, C. (2004). Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biol. Cons.* 118(3), 353–364.
- Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. E. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. cons.* 123(4), 507–519.
- Vandermeer, J., & Carvajal, R. (2001). Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *Am. Nat.* 158(3), 211.

## **2. INTRODUÇÃO GERAL**

### **2.1 Sistemas agrícolas e a conservação da biodiversidade nos trópicos**

Um quarto da superfície terrestre é composta de sistemas culturais, enquanto nos trópicos, 70% é composto por pastagens, agricultura, ou uma mistura de paisagens manejadas (McNeely & Scherr, 2003; Cassman & Wood, 2005). A agricultura é uma das práticas humanas que mais impactam biodiversidade em nível mundial. Apesar desses fatos, há provas suficientes que os sistemas antropogênicos manejados com princípios agroecológicos podem abrigar altos níveis de biodiversidade (Perfecto et al., 1996; Faria et al., 2006), podem contribuir para a manutenção dos serviços ambientais, bem como ter menor dependência de insumos externos (Altieri, 1995). Por conseguinte, existe uma grande variedade de estratégias de manejos agrícola e estes diferem grandemente do seu efeito sobre a biodiversidade.

Nos dias de hoje, os sistemas agroflorestais cobrem mais de 16 milhões de hectares e envolvem 1,2 bilhões de pessoas em todo o mundo (IAASTD, 2009). Cultivos de cacau agroflorestal (Faria et al., 2007), café sombreado (Perfecto et al. 1996), e quintais agroflorestais (Goulart et al., 2011) são exemplos de sistemas agrícolas que retêm parte da estrutura do habitat natural e propriedades dos ecossistemas, proporcionando abrigo para uma fauna e flora ricas e diversificadas, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas. Por outro lado, sistemas de produção intensiva, tais como pastagens e plantações monoespecíficas extensas, abrigam baixos níveis de biodiversidade e dificultam o fluxo biológico na paisagem.

De forma geral, dados de biodiversidade em sistemas agrícolas sugerem que quanto maior o grau de intensificação do cultivo, menor é a capacidade do mesmo em manter a biodiversidade. Sistemas agrícolas intensivos são aqueles que são submetidos a um alto grau de importação e exportação de matéria/energia, sendo que práticas intensivas envolvem a redução da heterogeneidade temporal-espacial e o aumento de fertilizantes, agrotóxicos, grau de mecanização e irrigação.

### **2.3. Fome e conservação nos trópicos**

A redução da fome e a conservação da biodiversidade podem ser consideradas um dos principais desafios da humanidade no presente século. Dos dois milhões de espécies formalmente descritas em todo o mundo, entre 12% e 52% estão incluídos na Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas (Mace et al., 2005). Por exemplo, 119 das 273 espécies de tartarugas do mundo estão ameaçadas e 1.063 das 4.735 espécies de mamíferos estão também ameaçadas (Mace et al., 2005). Ao mesmo tempo, resolver o problema da fome é outro grande desafio da humanidade. A Produção mundial de alimentos aumentou 168% nos últimos 42 anos. No entanto, há grande desigualdade na distribuição destes alimentos. Somente entre 2000 e 2002, 852 milhões de pessoas



sofreram de desnutrição (96% nos países em subdesenvolvimento). Embora a perda de biodiversidade e a fome sejam problemas globais, em nenhum lugar esses problemas são mais agudos do que na região tropical. Existe um padrão claro na distribuição da biodiversidade em função da latitude, sendo que quanto mais próximo ao Equador, maior o número de espécies. Nas regiões Afrotropicais e a Neotropicais, encontram-se 49% das aves, 63% dos anfíbios e 45% das espécies de mamíferos do mundo (Mace et al., 2005). Apenas na região Neotropical, mais de 10.000 espécies de vertebrados são encontradas (Mace et al., 2005). Como consequência desse padrão, a maioria dos sítios mundiais prioritários para a conservação da biodiversidade está concentrada na região tropical (Myers et al. 2000). Por outro lado, o problema da fome é também mais intenso nos trópicos, onde a maioria dos países subdesenvolvidos está situada. O Sul Asiático sozinho possui 60% das pessoas subnutridas do mundo, a África Subsaariana também apresenta níveis elevados de fome. Na República Democrática do Congo, mais de 60% da população é incapaz de adquirir calorias suficientes para satisfazer as suas necessidades diárias. Na Índia, um dos países mais populosos, este valor é de 30 a 40% (IAASTD, 2009).

Devido ao alto nível de diversidade biológica, e a grande incidência fome, espera-se que a sinergia ou o antagonismo entre biodiversidade e agricultura seja exacerbado nos trópicos. Portanto, discussões científicas e políticas sobre conservação da biodiversidade redução da fome em nível mundial, devem necessariamente enfatizar a região tropical.

#### **2.4. Mitos e fatos sobre a conservação e a produção agrícola**

Ecólogos e biólogos da conservação têm centrado o seus trabalhos principalmente em habitats "intocados" (Pimentel et al., 1992; Perfecto & Vandermeer, 2008; Goulart et al., 2009). Utiliza-se o pressuposto de que ecossistemas modificados por seres humanos têm importância nula ou muito reduzida para a conservação, e que os esforços de conservação devem se concentrar no estabelecimento de reservas sem influências humanas, no intuito de evitar a perda de espécies. O que alguns ecólogos e biólogos de conservação ignoraram é o fato de que, mesmo lugares supostamente "virgens" podem ter um grau moderado de intervenção humana (Noble & Dirzo, 1997). Habitats antropizados variam muito em sua qualidade para a biodiversidade e manutenção das propriedades dos ecossistemas. No habitat natural, a biodiversidade está muitas vezes limitada a manchas de habitats inseridas em uma matriz antropogênica, que pode servir como um duto ou barreira para o movimento de espécies. Tendo em vista que a conectividade é necessária para a manutenção a longo prazo das espécies em paisagens fragmentadas (Taylor et al., 1993), o manejo da matriz afeta grandemente a biodiversidade em manchas de habitat naturais (Vandermeer & Carvajal, 2001; Antongiovanni & Metzger, 2005). Finalmente, as atividades humanas podem chegar muito além dos ambientes antropizados, provocando alterações em vários processos regionais, afetando portanto os ecossistemas e a biodiversidade em escalas maiores

Paralelamente, as ciências agrícolas raramente são conscientes do efeito do manejo sobre os padrões ecológicos que ocorrem nos agroecossistemas e paisagens. O inverso também é verdadeiro: não se tem conhecimento de como os padrões ecológicos que ocorrem no agroecossistema e da paisagem afetam a produção agrícola. O agronegócio, e cientistas agrícolas em geral, têm como objetivo alcançar o máximo da

produção agrícola. Há um pressuposto implícito de que a perda dos serviços dos ecossistemas será superada pelos avanços biotecnológicos. É comum o pensamento de que, por exemplo, se o clima está mais seco devido às alterações climáticas, culturas resistentes serão desenvolvidas através de métodos de engenharia genética; que se o solo está lixiviado, quantidades mais elevadas de fertilizantes podem ser aplicadas, e assim por diante.

## 2.5. Biodiversidade e agricultura: balanço ou sinergia?

Como conservar a biodiversidade e atender à crescente demanda mundial por alimentos? Green e colaboradores (2005) desenvolveram um modelo teórico que relaciona a área agrícola, área natural (*set-aside*), tipo de manejo e densidade de determinada espécie nos diferentes manejos agrícolas e na área natural. O trabalho mostrou que o fato de sistemas agrícolas intensivos produzirem mais, poderia levar a não expansão da área agrícola por atingir a meta de produção em uma área menor do que manejos não intensivos com menor produtividade. Dessa forma, o aumento da produtividade poderia "economizar áreas naturais", reduzindo o desmatamento e contribuindo para a conservação de espécies mais sensíveis a fragmentação. Essa teoria foi chamada de Economia de Terras (*Land Sparing* - Green et al. 2005), Modelo de Transição Florestal (*Forest Transition Model* - Perfecto & Vandermeer, 2011), ou Hipótese de Bourlaug (Grainger, 2009). A colonização europeia no leste da América do Norte, por exemplo, foi acompanhada por uma enorme onda de desmatamento para dar espaço para atividades agrícolas. Depois disso, a industrialização e a urbanização levaram ao êxodo rural e abandono das áreas agrícolas, o que ocasionou a expansão das florestas.

Apesar disso, o modelo de Economia de Terra tem sido criticado por muitos biólogos da conservação que questionam a aplicabilidade desse modelo. Tal paradigma é chamado Agricultura ecológica (*Biodiversity friendly farming* - Green et al. 2005) Compartilhamento de Terras (*Land Sharing* - Phalan et al. 2012). De acordo com essa visão, sistemas não intensivos são mais benéficos para a biodiversidade na área agrícola (Benton 2003; Perfecto et al. 1996), bem como para biodiversidade na escala da paisagem, uma vez que aumenta a conectividade para populações que usam manchas de habitat inseridas em uma matriz agrícola. A Economia de Terras também tem sido criticada por estabelecer um balanço entre produtividade e área agrícola, assumindo existir uma meta de produtividade para determinada paisagem. Dessa forma, essa visão assume que a produção de alimento é um bem comum e não uma mercadoria, contrariando princípios econômicos básicos sejam eles baseados na Teoria Econômica Neoclássica, Marxista ou Ecológica (Boucher 2012).

Se a Economia de Terras estivesse correta, esperaria-se que a produtividade *per capita* deveria afetar negativamente as taxas de desmatamento. Como a agricultura é hoje uma atividade que ocorre em nível global (a soja plantada no Cerrado utilizando fertilizantes produzidos a partir de petróleo extraído de poços do Oriente Médio poderá estar na China em poucas semanas), a única forma de testar tão padrão seria uma análise mundial desses padrões. Em um único estudo sobre o assunto, Ewers et al. (2009), verificam que não existe relação entre as duas variáveis. Em um estudo na América do Sul, Angelsen e Kaimowitz (2001) analisaram 17 casos na região tropical incluindo Ásia, África e América Latina. Destes casos, 12 mostraram que existe uma relação entre produtividade por área e desmatamento, nove mostraram um aumento da área

desmatada com a intensificação da agricultura. Três casos mostraram que o desmatamento pode aumentar ou reduzir em função da intensificação dependendo da circunstância e três casos mostraram uma redução da área desmatada em função do aumento da produtividade.

Mais recentemente Ben Phalan e colaboradores (2011) analisaram a resposta de árvores e aves em sistemas agrícolas de diferentes intensidades de manejo com diferentes níveis de produtividade e concluíram que, considerando um balanço entre área cultivada e produtividade (pressupostos da Economia de Terras), o modelo de Economia de Terras deveria levar a conservação dos grupos mais sensíveis mais eficientemente do que o modelo de Compartilhamento de Terras.

Vários trabalhos foram publicados sobre o assunto em periódicos de alto impacto, sendo que o quadro 1 mostra uma compilação dos principais estudos no que se refere a abordagens teóricas, quadro 2 se refere a trabalhos que comparam a resposta da biodiversidade em diferentes sistemas agrícolas e o quadro 3 se refere a trabalhos sobre a relação entre produtividade e taxa de desmatamento.

**Quadro 1:** Trabalhos teóricos recentes relacionados a discussão entre a a Economia e Compartilhamento de Terras em periódicos de alto impacto:

Autores/ ano	Principais achados	Periódico
Green et al., 2005	Elaboração do modelo teórico da Economia de Terras. Para atender a demanda por alimento o aumento da produtividade através da intensificação agrícola o modelo mais eficiente é a Economia de Terras, uma vez que as espécies de importância para conservação ocorrem em uma abundância muito baixa ou não ocorrem em ambientes agrícolas. Os autores citam a quantidade de subsídios dados aos agricultores europeus para que nos manejos não intensivos sejam lucrativos.	Sci.
Vandermeer & Perfecto, 2005	<p>Críticas ao modelo elaborado por Green:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- não menção dos subsídios à agricultura intensiva atingindo quantias muito superiores aos subsídios destinados a agricultura intensiva</li> <li>- impactos da área cultivada pela agricultura intensiva em áreas naturais desconsideradas pelo modelo</li> <li>- pressuposto de que a agricultura não intensiva produz menos do que agricultura intensiva</li> <li>- Mito da natureza intocada: ignora o fato de que o ambiente natural está sujeito a intervenções humanas</li> <li>- o modelo ignora a configuração paisagística real em que dinâmicas metapopulacionais e metacomunitárias ocorrem</li> <li>- segurança alimentar é mais importante do que produtividade</li> </ul>	Sci.
Matson & Vitousek, 2005	As externalidades e os impactos ecossistêmicos da agricultura intensiva não foram considerados pelo modelo proposto por Green (2005).	
Fischer et al.,	O Compartilhamento e Economia de Terras possuem diferentes	Fron. Ecol.

2008	enfoques paradigmáticos e teóricos. A granulometria de conservação (grau de importância biológica do píxel, tamanho do píxel e grau com que o píxel contrasta com a paisagem) é fundamental para compreensão da eficiência de cada tipo de manejo.	Environ.
Perfecto & Vandermeer, 2010	Nos trópicos, os dados empíricos e as teorias ecológicas, econômicas e sociais apontam para uma maior eficiência do Land Sharing para conservar biodiversidade e garantir segurança alimentar.	
Basset, 2010	O modelo agroecológico é mais eficiente para geração de segurança alimentar.	PNAS
Godfray, 2011	O trabalho de Phalan et al. (2011) possui um número reduzido de táxons e não leva em consideração dinâmicas metapopulacionais. Em paisagens savânicas ou campestres, sistemas agrícolas de baixa intensidade pode se assemelhar aos ambientes nativos, favorecendo a eficiência do Compartilhamento de Terras.	Sci.
Fischer et al., 2011	O trabalho de Phalan (2011) ignora a complexidade sociais e ecológicas, que incluem a dinâmica agrárias, a dependência da população pobre dos serviços ecossistêmicos e a falta de confiança na governança de áreas protegidas.	Sci.
Balmford et al., 2012	O que os conservacionistas precisam saber sobre produção de alimento:  -entender a demanda  -quais cultivares ocupam maior área  -quantificar balanços e sinergias entre produção e conservação  - verificar a eficiência dos manejos agrícolas  - integrar conservação e políticas agrícolas	Proc R. Soc. B
Tscharntke et al., 2012	-relação inversa entre produtividade e tamanho do cultivo mostra que grandes monocultivos intensivos são improdutivos  - segurança alimentar independente do conflito Economia Compartilhamento de Terras  - um terço da produção mundial de alimento é desperdiçado  - serviços ecossistêmicos não podem ser ignorados como tem sido feito pela Economia de Terras	

**Quadro 2:** Trabalhos recentes sobre a resposta da biodiversidade e produtividade dos sistemas agrícolas relacionados a discussão entre a a Economia e Compartilhamento de Terras em periódicos de alto impacto:

Autores/ ano	Tipo/Grupo taxonômico/ escala- local	Principais achados	Periódico
Perfecto et al.,	Empírico/ Aves,	Borboletas mostrou uma relação riqueza	- Ecol.

2005	Formigas, borboletas/ Sistemas de café do México	produtividade concava, por outro lado, as formigas mostraram um padrão côncavo.	Econom.
Phalan et al., 2011	Empírico/Aves Árvores/ Gana Índia	Existe uma perda expressiva de biodiversidade mesmo nos sistemas não intensivos. Dessa forma, a Economia de Terras é mais eficiente.	Sci.
Ramírez & Simonetti,  2011	Revisão mamíferos/  Global	Sistemas agrícolas não podem substituir florestas para a conservação de mamíferos, mas este último ambiente é por si só, incapaz de conservar a mastofauna nas condições atuais de fragmentação. Sistemas agrícolas heterogêneos e complexos são importantes para conservação dos mamíferos.	J. Nat. Conserv.
Wright et al. 2011	Revisão/ aves ameaçadas/  Global	Muitas aves globalmente ameaçadas utilizam os sistemas agrícolas como habitat suplementar ou durante eventos de dispersão.  Sistemas agrícolas são de extrema importância para a conservação da avifauna corroborando com o Compartilhamento de Terras.	Conserv. Lett.
Clough et al., 2011	Empírico/aves, epífitas, formigas, herpetofauna, aranhas, fungos, endofíticos, borboletas - aves / sistemas de cacau da Indonésia	Não existe uma relação entre biodiversidade e produtividade do sistema, uma vez que altos níveis de produtividade podem se sobrepor a grande quantidade de biodiversidade	PNAS
Quinn et al., 2012	Empírico/ Aves campestres/EUA	A escala com que as estratégias são importantes e diferentes espécies respondem a diferentes escalas.	Agric. Econsyst. Environ.

**Quadro 3:** Trabalhos recentes sobre intensificação agrícola ou mudança na produtividade e taxas de desmatamentos relacionados a discussão entre a a Economia e Compartilhamento de Terras m periódicos de alto impacto:

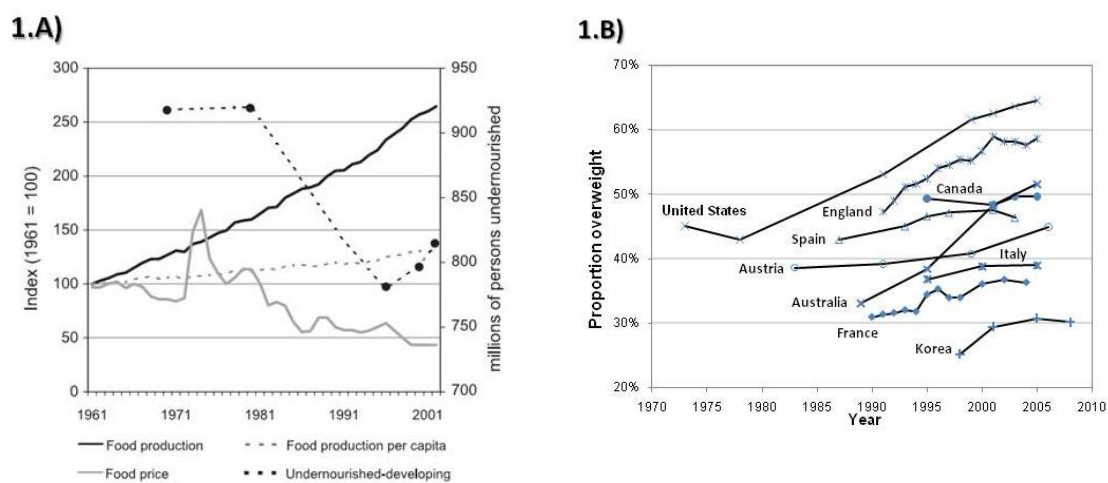
Autor/data	Escala /Local – Bioma	Principais achados	Periódico
Angelesen & Kaimowitz, 2001	Continental/ Trópicos	Do total de 17 casos, em nove situações a intensificação da agricultura aumentou o desmatamento e em três houve a diminuição do desmatamento.	Livro
Morton et al., 2006	Regional/ Amazônia – Brasil	O aumento da produtividade através da agricultura intensiva leva a perda de floresta.	PNAS
Ewers et al., 2009	Global	Não existe relação entre produtividade per capita das 23 espécies mais energeticamente importantes e taxa de desmatamento, questionando a validade da Economia de Terras	Glob. Chang. Biol.
Grau et al.,	Regional/ Chaco –	No leste, incentivos governamentais para a agricultura levou a um aumento da população	Glob. Chang.

2008	Argentino	rural, mas a produção de alimentos é baixa e a degradação de floresta é extensa. Na região oeste a agricultura intensiva levou a redução da área de pastagem, sugerindo que a Economia de Terras é mais efetiva.	Biol.
Gibbs, 2012	Regional/Amazônia Perú	Sistemas monoculturais de óleo de palmeiras de alta produtividade leva a perda de floresta	Env. Res. Lett.

## 2.6. Insegurança alimentar nos trópicos

Um argumento comum, no qual a maximização de rendimento baseia-se, é a questão da pobreza e combate à fome. As ideias mais aceitas são de que manejos agrícolas devem aumentar a produção a qualquer custo, baseado no argumento de combate à fome, e que os esforços de conservação, apesar de serem relevantes para a sociedade, não devem impedir que a produção de alimentos aumente. Diante desses argumentos persuasivos, a conservação biológica é considerada com menor prioridade do que setores produtivistas na tomada de decisão política.

A Figura 1A. mostra que, em níveis globais, a produção de alimentos tem sido cada vez mais acentuada desde os anos 60 (Wood & Ehui, 2005). A produção de alimentos *per capita* também tem aumentado, embora a taxas menores, e os preços dos alimentos têm diminuído com alguma oscilação. Finalmente, o número de pessoas subnutridas estiveram em queda até meados de 1990, quando começou a aumentar repentinamente. Portanto, em nível mundial (no qual o agronegócio opera), o aumento na produção de alimentos *per capita* por si só não garante a redução da fome. Assim, mesmo desconsiderando as questões de conservação, o argumento de que a produção alimentar deve aumentar para reduzir a fome, mesmo que as políticas de conservação sejam ignoradas, é uma falácia e possui uma base científica altamente enviesada. Na atual discussão sobre a mudança do Código Florestal Brasileiro o argumento da redução da fome tem sido grandemente utilizado pelos setores ruralistas.



**Figura 1:** (A) Tendências dos principais indicadores da produção mundial de alimentos 1961-2002 (Levy et al., 2005). (B) Proporção da população com sobrepeso nos últimos anos em alguns países (OECD, 2012).

Usando os conceitos ecológicos básicos, tais como o de teias tróficas, é possível maximizar a quantidade de alimentos, adquirindo hábitos alimentares que utilizem uma dieta mais centrada em níveis mais baixos da pirâmide trófica. Ao alterar os nossos hábitos alimentares, de forma a consumir mais vegetais e menos proteína de origem animal, a quantidade de alimentos *per capita* deve aumentar. Portanto, é mais razoável utilizar a produção de alimentos presente de uma forma mais racional do que substituir habitats naturais por cultivos, ou aumentar a produtividade ao custo da perda de biodiversidade nos agroecossistemas. Outra questão importante que surge do problema da fome é a da distribuição de alimentos. De 1980 a 2000, o número de adultos obesos duplicou nos Estados Unidos (Bessesen, 2008), e triplicou no Reino Unido (Kopelman et al., 2005). A obesidade está crescendo em todo o mundo e afeta principalmente os países de alta renda, mas também é uma epidemia de muitos países de baixa renda. Por exemplo, em algumas cidades da China, 20% da população está acima do peso (WHO, 2005a). Em alguns países da África, América Latina, Ásia e do Pacífico há uma epidemia conjunta de doenças causadas pela obesidade e desnutrição. Figura 1.B mostra a proporção da população que está acima do peso nos últimos anos em alguns países.

Outro aspecto incorreto da Teoria de Economia de Terras é que ela não leva em conta alguns aspectos importantes políticos e sociais. Por exemplo, a população pobre rural compreende 80% das pessoas que passam fome em todo o mundo (IAASTD, 2009), e qualquer gestão que aborde a questão da fome deve, portanto, incidir sobre os agricultores pobres. Estudos realizados no Brasil (Guanziroli, 2001), América Central (Flynn et al., 2009) e Índia (Shiva et al., 2002) mostraram que a intensificação da agricultura conduz a grandes desastres sociais. No Brasil, a intensificação da agricultura levou a um aumento, ou à manutenção, dos níveis de pobreza rural, e a um aumento drástico da pobreza nas cidades. Tal processo reduziu a demanda de trabalho prematuramente, os preços da terra foram inflacionados, expulsando os pequenos proprietários de suas terras (Guanziroli, 2001). Em Andra Pradesh, na Índia, 16.000 agricultores cometeram suicídio entre 1995 e 1997, principalmente devido à perda dos cultivos. Tal fato foi causado pela conversão de sistemas agrícolas tradicionais em monoculturas de uma variedade de algodão de alto rendimento, altamente dependente de insumos externos (Shiva et al. 2002). Dessa forma, a suposição de que a intensificação da agricultura pode resolver o problema da fome e da pobreza é ingênua. Além disso, a ideia de que a agricultura em grande escala produz mais do que em escalas menores é errada para a maioria dos países (Rosset et al., 1999), como é a ideia de que sistemas orgânicos geralmente são menos produtivos do que os convencionais (Stanhill, 1990; Badgley & Perfecto, 2007).

## **2.7. Agricultura e conservação da biodiversidade**

Grande parte da superfície terrestre é composta por algum tipo de agroecossistema, ou possui manchas de habitat natural incorporadas em uma matriz agrícola. Nos últimos 40 anos, a maioria dessas paisagens agrícolas passou por mudanças profundas em práticas na agricultura, que afetou negativamente a biodiversidade (Krebs et al., 1999; Benton et al., 2003; Chamberlain et al., 2000;), bem como a dinâmica de metapopulações de espécies que habitam os manchas inseridas em uma matriz de agricultura (Donald & Evans, 2006; Perfecto & Vandermeer, 2008, 2010). A "Intensificação agrícola" é o termo genérico dado às mudanças nas práticas agrícolas que começaram após a Revolução Verde. A intensificação inclui sistemas

defensivos, irrigação, máquinas, um aumento no tamanho da propriedade, e uma diminuição da heterogeneidade espacial e temporal (Benton et al., 2003). Em relação à agricultura e biodiversidade, é importante distinguir entre "a biodiversidade planejada" ou "agrobiodiversidade", que são as atividades baseadas no uso de espécies intencionalmente introduzidas nos sistemas agrícolas para a produção, da "biodiversidade associada", definida como os componentes biológicos que existem nos sistemas agrícolas sem terem sido ativamente introduzidos (Perfecto et al., 2005). Do ponto de vista ecológico, é também útil para distinguir a biodiversidade associada, que habita a agroecossistema (que se alimenta, reproduz e poleiros no mesmo) de espécies que utilizam a matriz agrícola simplesmente para dispersão.

A intensificação da agricultura conduz a um declínio da biodiversidade no nível de espécie, pela conversão de sistemas de policultivos em monoculturas, mas também ao nível genético que a substituição de mais diversas variedades tradicionais cultivadas para variedades de alto rendimento (Altieri & Merrick, 1987; Wood & Lenne, 1997). Isso causou a extinção de muitas variedades tradicionais em todo o mundo, levando à homogeneização dos cultivos no nível genético. Tendo em vista que as variedades tradicionais passaram por séculos ou até milênios de adaptação e seleção, muitas dessas são bem mais adaptáveis e menos exigentes em termos de insumos externos do que os modernos.

Além disso, a intensificação agrícola leva ao uso generalizado de pesticidas, que causam a perda de biodiversidade pelo envenenamento direto. O livro *Primavera Silenciosa*, de Rachel Carson (Carson, 1962), foi pioneiro na causa ambiental, e descreve o efeito de pesticidas em aves. Os pesticidas aumentam o risco de quebra dos ovos, reduzindo a espessura da casca de ovo (Ratcliffe, 1970; Mellink, Riojas-López, & Luévano-Esparza, 2009). Eles também causam alterações na atividade cerebral das aves (Busby et al., 1983). Consequentemente, os pesticidas podem não só causar o declínio da população de aves que habitam agroecossistemas, mas também podem afetar negativamente espécies que habitam áreas florestais adjacentes (Cooper et al., 1990). A exposição aos pesticidas associada à infecção de trematódeos pode causar deformidades morfológicas em anfíbios (Mellink et al., 2009). Outras espécies de vertebrados negativamente afetada por pesticidas são os seres humanos. A OMS (WHO, 2005) estima que 220.000 pessoas morrem anualmente por causa de intoxicações não intencionais por agrotóxicos. A maioria dos casos ocorre em países subdesenvolvidos, onde o conhecimento dos riscos à saúde e a utilização segura de pesticidas são limitados (IAASTD, 2009).

Outro efeito da intensificação agrícola sobre a biodiversidade é a perda de heterogeneidade espacial e temporal que parece ser a principal causa de declínio da biodiversidade associada em todo o mundo (Benton et al., 2003). Estudos realizados em paisagens "naturais" sugerem que a heterogeneidade espacial aumenta o número de nichos possíveis num determinado habitat (MacArthur & MacArthur, 1961), bem como a possibilidade de coexistência das espécies que compartilham o mesmo nicho (Begon et al., 1996). A heterogeneidade também aumenta a chance de coexistência dos predadores e presas (Paine, 1969). Taxas de predação de ninhos de aves em ambientes homogêneos são mais elevados do que nos habitats heterogêneos (Bowman & Harris, 1980; Benton et al., 2003). Além disso, a heterogeneidade pode afetar a percepção de risco para espécies de aves, de modo que mesmo se não houver real pressão de predação (por exemplo, porque a abundância de predadores topo foi reduzida devido à alteração do habitat), as aves não vão se estabelecer em habitats homogêneos, onde o risco percebido



é alto (Whittingham & Evans, 2004; Lima & Valone, 1991). Portanto, a intensificação da agricultura, por afetar a pressão de predação via homogeneização do habitat, reduzindo drasticamente a diversidade de aves associadas à habitats agrícolas (Whittingham & Evans, 2004; Lima & Valone, 1991).

Para os animais que dispersam através da matriz agrícola, a heterogeneidade pode aumentar a permeabilidade da matriz do fluxo de espécies, reduzindo a (re) colonização em manchas em paisagens agrícolas (Perfecto and Vandermeer, 2008). No caso dos pássaros da floresta, os indivíduos enfrentam grande risco real e percebido, quando dispersam em ambientes abertos (Desrochers & Hannon, 1997), o que sugere que a intensificação da matriz agrícola pode reduzir as taxas de dispersão de aves. Assim, a agricultura de intensificação leva a uma perda de heterogeneidade temporal e espacial entre as áreas agrícolas e regiões por meio da homogeneização das práticas agrícolas (Benton et al., 2003). A heterogeneidade é um conceito chave na agroecologia, e pode ir além da esfera biológica, atingindo aspectos importantes em esferas sociais, tais como a cultural (diversidade de práticas agrícolas e conhecimentos na comunidade), de gênero (participação da mulher em atividades agrícolas) e individual (níveis individuais de empoderamento das comunidades rurais). Assim, a heterogeneidade deve ser uma bandeira no manejo de paisagens agrícolas.

A seguir, são mostrados exemplos de práticas agrícolas na região tropical que mantêm alto grau de biodiversidade, destacando os efeitos da intensificação agrícola sobre a biodiversidade e sistemas agroflorestais de cacau (Fig. 2.A), café (Fig. 2.B) e quintais agroflorestais (Fig. 2.C).



**Figura 2:** Sistemas agroflorestais altamente diversificadas na Mata Atlântica brasileira. Figura 2.A é um cultivo agroflorestal de cacau (cabruca), no sul do estado da Bahia;

Fig. 2.B é um sistema agroflorestral tradicional de café na região sudeste no estado de Minas Gerais; e Fig. 2. C é um quintal agroflorestral no sudeste do estado de São Paulo. Fotos por F.F. Goulart.

## 2.9. Agroflorestas cacaeiras

Os sistemas de plantio de cacau combreado são os sistemas agroflorestrais com maior área no mundo, totalizando sete milhões de hectares (IAASTD, 2009). O cacau é plantado sob o dossel em muitos países tropicais, como a Indonésia (Clough et al. 2009), Costa Rica (Reitsma et al., 2001), México (Greenberg et al., 2000), Camarões (Sonwa et al., 2007) e Brasil. A cabruca é o nome de cultivos tradicionais rústicos de cacau no estado da Bahia. O sistema envolve o cacau crescendo sob o dossel da Mata Atlântica nativa. Na década de 1960, o governo militar brasileiro implementou uma política para promover a intensificação da cabruca no intuito de aumentar a produção. O programa incluiu a diminuição da sombra de maneira a reduzir a incidência do fungo vassoura-de-bruxa (*Moniliophthora perniciosa*), uma praga de cacau responsável pelo colapso da produtividade na região. Além disso, o uso de fertilizantes e pesticidas foi sugerido, devido a um aumento nas pragas de insetos na estratégia de manejo de pouca sombra.

O governo concedeu créditos aos agricultores para que parte da cobertura de árvores fosse removida do sistema. Isto envolveu o uso de arboricidas, a fim de facilitar a "desmatamento" da cabruca sombreada. Felizmente, muitos agricultores não adotaram o programa, enquanto muitos daqueles que obtiveram o empréstimo não removeram as árvores. A razão para isso é que os gastos com fertilizantes e inseticidas superavam os ganhos da gestão com a sombra de baixo nível. Também os agricultores consideram que a remoção das árvores seria aumentar o risco da produtividade sob a condição de incerteza nos preços do cacau.

Atualmente, a cabruca rústica é o que restou da Mata Atlântica na região e abriga altos níveis de biodiversidade da floresta. A alta riqueza de formigas florestais (Delabie et al., 2007), morcegos, aves (Faria et al., 2006), sapos, lagartos, samambaias (Faria et al., 2007) e árvores têm sido relatados na cabruca (Sambuichi, 2002). Além disso, muitas espécies ameaçadas, como o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), o Ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) (Oliver and Santos, 1991), o Gavião-pomba (*Leucopternis lacernulatus*), e o Acrobata (*Acrobatornis fonsecai*) (Faria et al., 2006) vivem nas cabucas. O *Acrobatornis* é um gênero monoespecífico, descrito pela primeira vez na cabruca (Pacheco et al., 1996) e nunca relatado fora deste ambiente (Ricardo Laps, pers comm).

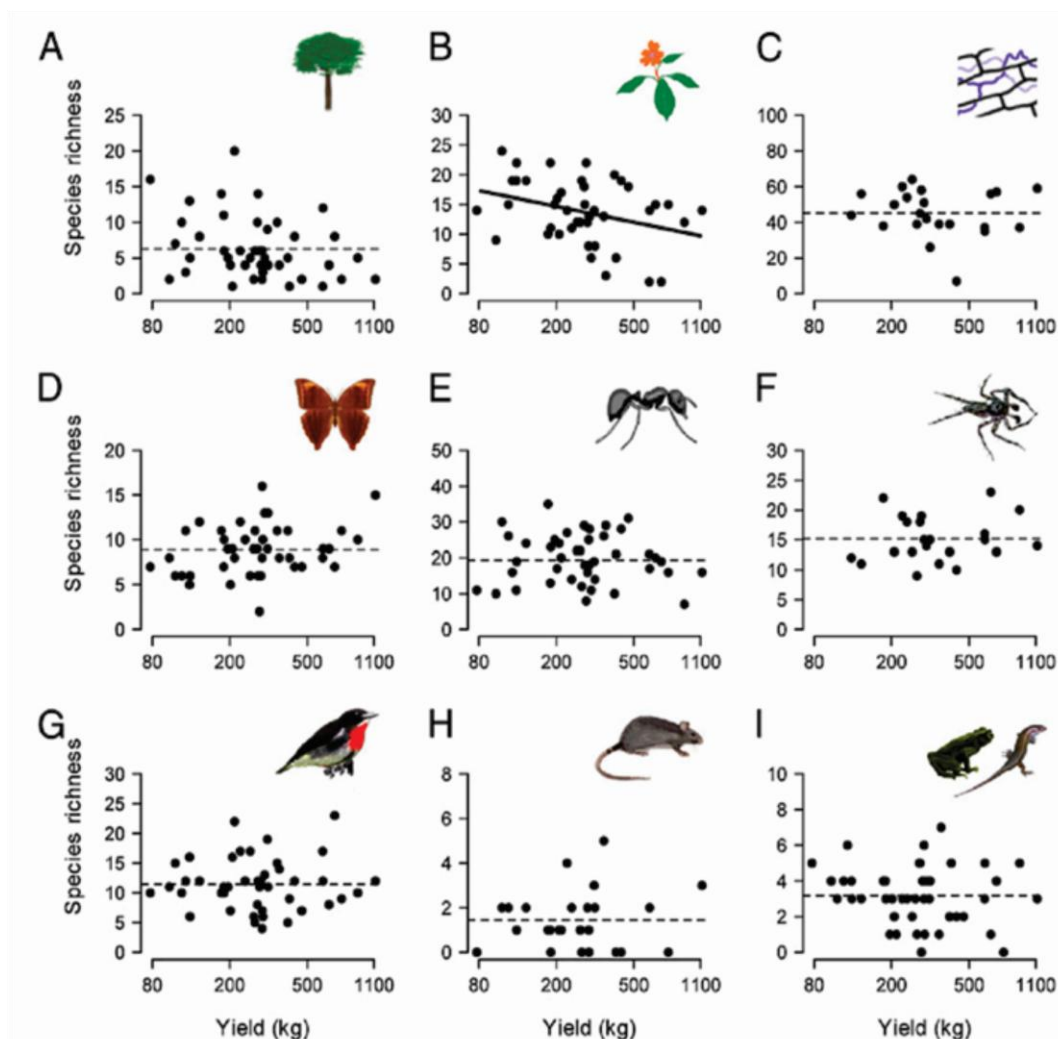
Como todos esses organismos são espécies restritamente florestais, parece plausível que, se toda a cabruca fosse convertida em sistema de pouca sombra, tal como proposto pelo governo estas espécies estariam extintas localmente. No caso de *Acrobatornis*, seria globalmente extinto, já que esta espécie é restrita aos sistemas sombreados. Assim, caso os agricultores não tivessem resistido, esta espécie teria desaparecido sem que a ciência pudesse conhecê-lo, uma vez que foi descrito 30 anos após a implementação do programa de intensificação. A cabruca pode ser considerada o agroecossistema produtivo de maior importância biológica no mundo.

Faria e colaboradores (2006; 2007) sugerem que a riqueza de espécies em sistemas agroflorestrais rústicos é ainda maior do que o encontrado na floresta. Apesar desta grande importância das plantações de sombra para a conservação da biodiversidade, algumas das espécies que habitam florestas estão ausentes ou são encontrados em baixa abundância nos sistemas agroflorestrais, em relação à floresta primária, sugerindo que as plantações de sombra não podem substituir a floresta em sua

função ecológica. Em um estudo na Costa Rica, duas espécies de preguiças (*Bradypus variegatus* e *Choloepus hoffmanni*) foram monitoradas com rádio-transmissores para compreender o uso do agroecossistemas pelos indivíduos estudados. Os resultados indicaram que o cacau de sombra, mata ciliar e cercas vivas, servem como habitat e aumentam da conectividade para estas espécies (Vaughan et al., 2007).

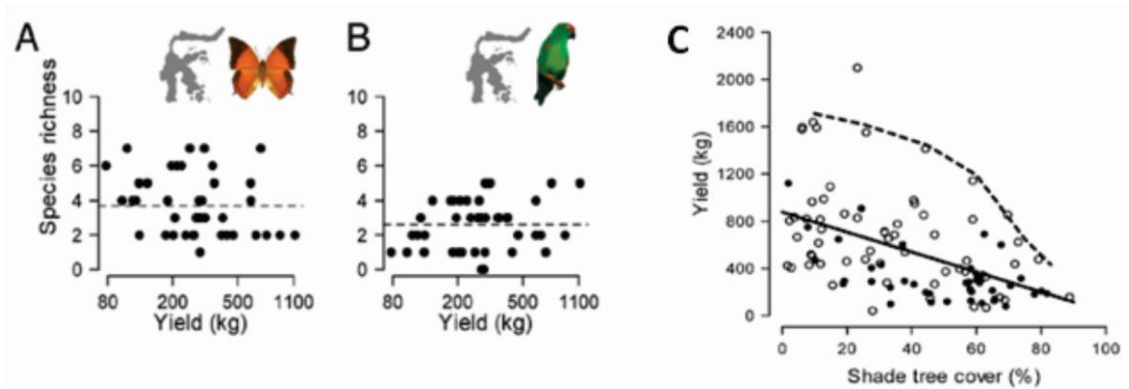
Quanto à relação entre a produção de cacau e a biodiversidade, um estudo recente realizado em Sulawesi, Indonésia, concluiu que, para a maioria dos táxons (Fig. 3), incluindo espécies endêmicas (Fig. 4), não há correlação entre as duas variáveis (Clough et al. 2011). Isto sugere que a relação entre a conservação da biodiversidade e produtividade agrícola pode não ser um balanço, mas uma relação de ganho mútuo, de forma que a alta produção agrícola pode ser atingida em sistemas com alta diversidade. Além disso, os autores do estudo não encontraram relação entre a distância da floresta e a biodiversidade, de forma que essa riqueza de espécies está mais relacionada à estrutura do manejo do que a estrutura paisagística.

Portanto a Teoria de Economia de Terras, que assume um balanço entre conservação e produção (Green et al., 2005), pode não ser aplicada aos sistemas de cacau.



**Figura 3:** Biodiversidade Associada dos pequenos cultivos em sistemas agroflorestais de cacau em relação a produtividade bruta em Sulawesi, na Indonésia, para (A) árvores,

(B) herbáceas (C) fungos endofíticos, (D) borboletas, (E) as formigas, (F) aranhas, (G) pássaros, (H) ratos e (I) anfíbios e répteis. Linhas tracejadas são interceptos de modelos lineares. Fonte: Clough et al., 2011.



**Figura 4:** Riqueza de espécies endêmicas em relação a produtividade de cacau para (A) borboletas e (B) aves em Sulawesi, e a influência da sombra na produtividade de cacau (C). Em todas as figuras as linhas tracejadas são ajustes lineares, e em C, a linha sólida é o ajuste linear e a tracejada representa ajuste dos valores máximos. As linhas tracejadas são interceptos de modelos lineares (A, B) e, em (C), a linha tracejada são os valores máximos simulados. Fonte: Clough et al., 2011.

## 2.7. Sistemas de café-sombreado

Assim como no caso das plantações de cacau sombreadas, o café é também cultivado em sistema agroflorestais rústicos no México (Perfecto et al., 1996), Jamaica (Kellermann et al., 2008), Guatemala (Calvo & Blake, 1998) e Brasil (Goulart et al., 2009b), entre outros. Nos sistemas mexicanos (provavelmente a agrofloresta mais estudada no mundo), uma alta riqueza de espécies é encontrada (Moguel & Toledo, 1995; Perfecto et al., 1996). A conversão destes sistemas em monoculturas de sol, como parte da política de intensificação em todo o mundo, chamou a atenção dos ornitólogos, tendo em vista que muitas aves migratórias utilizam plantações de sombra no inverno como pontos de parada nos movimentos sazonais. Por conseguinte, a substituição de sistemas sombreados para os sistemas de sol leva a um declínio nas populações de aves migrantes, afetando a biodiversidade em escala continental. Portanto, as agências conservacionistas, como o Smithsonian Migratory Bird Center, da Conservação Internacional e a Nature Conservancy lançaram uma campanha para conservar tais práticas agroflorestais através de certificação por selos como *bird friendly*, ou *biodiversity-friendly*.

Grande diversidade de árvores, pássaros, sapos (Moguel & Toledo, 1999), formigas, borboletas (Perfecto, et al., 2003), orquídeas (Solis-Monteiro et al. 2005), morcegos, besouros rola-bosta (Pineda et al., 2005), abelhas, vespas e (Klein et al., 2002) são encontrados nos sistemas sombreados. Dos grupos que habitam os cafezais, bem como outros sistemas agrícolas, as aves são o grupo mais conhecido (Ormerod & Watkinson, 2000). Até o ano de 2006, 40 estudos foram publicados em revistas científicas internacionais sobre aves, em sistemas de café (Komar, 2006). Esta revisão sugere que mais de 50 espécies de aves migratórias utilizam as plantações de café. Quanto às aves ameaçadas de extinção, oito espécies utilizaram agroflorestas



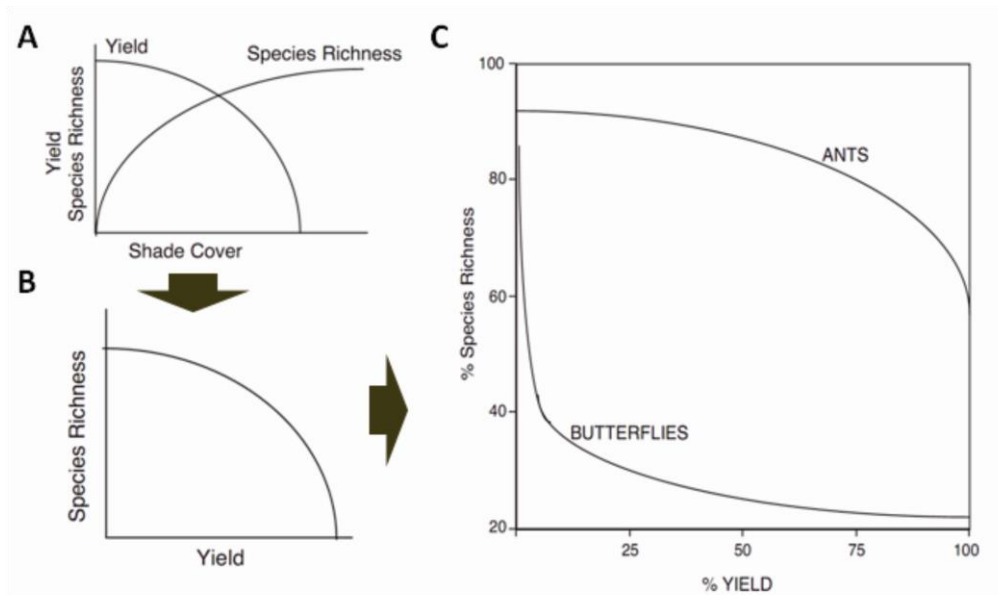
de café e são consideradas ameaçadas em algum grau (Komar, 2006). Alguns outros aspectos da ecologia das aves são dignos de nota. Por exemplo, os migrantes parecem mostrar alta fidelidade de utilização de sítio de inverno (indivíduos retornam para a mesma área em sucessivos anos), em plantações de sombra, o que sugere que essas áreas são altamente adequadas para a invernada das aves (Wunderle Jr & Latta, 1996).

Muitos mamíferos são encontrados em café sombreado em sistemas no México, como o tamanduá (*Tamandua mexicana*), a lontra (*Lutra longicaudis*), o porco-espinho mexicano (*Sphiggurus mexicanus*), e o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) (Somarriba et al., 2004).

A intensificação da agricultura age reduzindo a biodiversidade planejada e associada, e sistemas de café não são uma exceção. Por exemplo, no sudeste do Brasil, os cafeicultores tradicionais cultivam algumas variedades tradicionais de café (*Moca*, *Carolina*, *Cravinho*, entre outros), que são tolerantes à sombra, e têm um ciclo de vida longa e produtiva (de acordo com os agricultores, as plantas de Moca podem produzir por mais de cem anos). Na década de 1970, as políticas de intensificação agrícola introduziram uma variedade de sol (chamada localmente de *Catuaí*). Esta variedade começa a produzir precocemente, se comparada com as variedades tradicionais, mas também cessa a produção mais cedo e é mais dependente de fertilizantes e pesticidas (Goulart et al., 2009b). A substituição de variedades tradicionais para as modernas levou a um colapso generalizado da produção de café na região, porque os agricultores não podiam manter-se com os altos custos dos insumos necessários. O resultado foi a conversão das plantações de café em pastagens.

Muitas variedades tradicionais de café, como o *Carolina*, estão em risco de extinção devido à substituição das variedades modernas. Certa vez, o autor desse texto ouviu uma declaração de um agricultor dizendo em uma mistura de decepção e raiva: "Os agrônomos acabaram a produção de café na região". Apesar de acreditar que o problema está além dos técnicos de agências governamentais, este é um bom exemplo de esforços equivocados por parte de programas de intensificação da agricultura.

Quanto ao potencial de conservação dos sistemas de produção de café, estudos realizados na América Central apontam para um balanço entre a produção e biodiversidade associada. Isto ocorre porque a redução na densidade das árvores pode, dependendo dos valores de intensidade de sombra, diminuir biodiversidade e aumentar rendimentos. A relação entre a riqueza de espécies e a produtividade pode ser côncava ou convexa (jota invertido). O padrão convexo sugere que uma quantidade significativa de riqueza está presente em níveis intermediários de produtividade. Por outro lado, o padrão côncavo sugere que o balanço seja íngreme e que sistemas com produtividade intermediária podem abrigar níveis baixos de biodiversidade. Nos sistemas mexicanos, as borboletas mostram um padrão convexo, enquanto que as formigas mostram um padrão côncavo (Fig. 5).



**Figura 5:** Construção da relação entre diversidade e produtividade agrícola a partir das funções de cobertura (A e B) e a relação de produtividade e riqueza para borboletas e formigas em sistemas de café do México (C). Fonte: Perfecto et al., 2005.

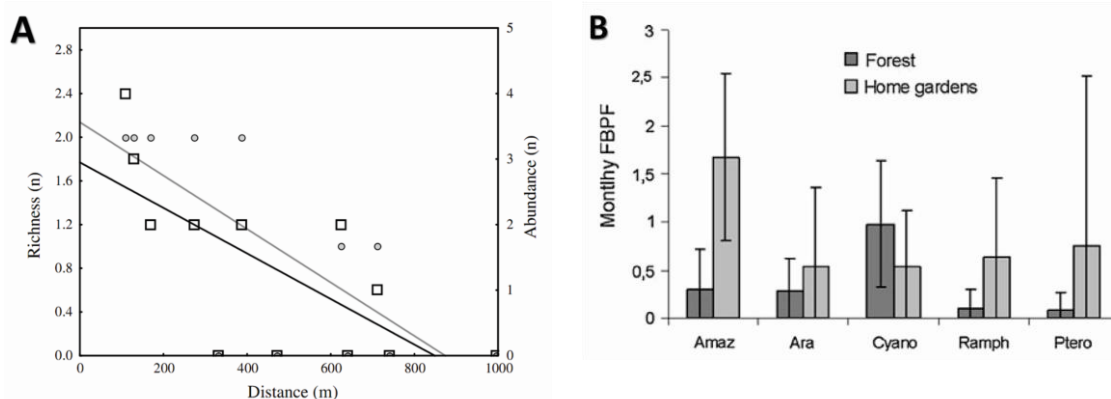
## 2.10. Quintais agroflorestais e outros sistemas

Os quintais agroflorestais são os agroecossistemas mais antigos do mundo (Kumar & Nair, 2004), podendo ter mais de 10.000 anos (Soemarwoto & Conway, 1992). Esses sistemas são geralmente caracterizados por uma grande heterogeneidade dentro dos cultivos e entre regiões. Os quintais agroflorestais são caracterizados por mosaicos complexos de pomares, cercas-vivas, policultivos, sistema silvipastoris e estes variam grandemente em sua estrutura temporal e espacial. Outro aspecto dos quintais agroflorestais é que, individualmente, eles ocupam uma área pequena, especialmente nos trópicos, de modo que o grão de manejo (área mínima em que uma certa prática agrícola ocorre) é pequeno e a densidade humana pode ser elevada.

Quintais agroflorestais são reservatórios de agrobiodiversidade, funcionando como refúgios, evitando a erosão genética de cultivares, e são considerados bancos genéticos vivos (Galluzzi et al., 2010). Em quintais agroflorestais no Nepal, vinte espécies de cultivo foram perdidas nos últimos 10 a 15 anos, e 11 espécies estão ameaçadas (seu uso tem diminuído significativamente nos últimos anos) (Sunwar et al., 2006). Em uma região árida do nordeste do Brasil, mais de 50 plantas lenhosas foram registradas em 31 propriedades, incluindo muitas espécies nativas (Albuquerque et al., 2005). Na várzea tropical da Indonésia, em apenas seis quintais agroflorestais (localmente chamados de tembwang), 144 das espécies de árvores foram encontrados (Marjokorpi & Ruokolainen, 2003). Em Bangladesh, em 402 quintais, Kabir & Webb (2008) registraram 419 espécies de árvores. Metade destas espécies são nativas e seis estão na Lista Vermelha da IUCN.

A biodiversidade associada aos quintais é praticamente desconhecida. Marsden e colaboradores (Marsden et al., 2006) realizaram um estudo sobre a diversidade de aves em quintais de Nova Guiné, encontrando elevada riqueza de espécies nesses sistemas. Apesar disso, muitas espécies florestais foram encontrados em números menores ou estavam ausentes nos quintais. Na Mata Atlântica brasileira, dois trabalhos (Goulart, 2007; Uezu et al. 2008) foram realizados no Pontal do Paranapamena, em São Paulo, envolvendo quintais agroflorestais, comparando a avifauna no pasto, mata e quintais.

Ambos concluíram que os sistemas agroflorestais são importantes para a conservação das aves na região. No entanto, um deles observou uma grande influência da distância entre jardins e a floresta mais próxima na riqueza e abundância de aves dos cultivos (Fig. 6A). Duas espécies de psitacídeos de interesse de conservação (ameaçados ou quase ameaçados), *Ara chloroptera* e *Primolius maracana*, respectivamente, foram encontrados nos quintais (Goulart, 2007). Além disso, outro estudo sobre a ecologia alimentar de aves frugívoras, incluindo *Ara chloroptera*, sugeriu que a atividade de alimentação, e a diversidade de itens alimentares consumidos pelas espécies focais, foram maiores em casa jardins em comparação à floresta. Apesar disso, a abundância foi maior na floresta, em relação aos jardins. Turnos de alimentação por abundância (FBPF), que descreve a quantidade relativa de atividade de alimentação independentemente da frequência de uso do habitat, foi maior nos quintais do que na floresta (Fig. 6B). O estudo sugeriu que os quintais têm recursos alimentares mais ricos e abundantes, mas pelo fato destes serem mais intensamente perturbados, e a pressão de risco de predação percebido é maior, as aves passam menos tempo neste habitat em comparação com a floresta (Goulart et al., 2011) (Fig. 6B).



**Figura 8:** Variação de riqueza (círculos e linha cinza) e abundância (quadrados e linha preta) em função da distância do fragmento florestal mais próximo (A) (Uezu et al. 2005), e turnos de alimentação por frequência no habitat de *Amazona aestiva* (Amaz), *Ara chloroptera* (Ara), *Cyanocorax chrysops* (ciano), *Ramphasto toco* (Ramph) e *Pterglossus castanotis* (Ptero) em florestas e quintais agroflorestais (B) no Pontal do Paranapanema, Brasil (Goulart et al., 2011).

Muitos outros sistemas agroflorestais tropicais são conhecidas por abrigarem alta biodiversidade, como os cultivos de erva-mate sombreada (Cockle et al., 2005) e seringueiras agroflorestais (Thiollay, 1995). As cercas vivas, árvores isoladas em pastagens, e os quebra-ventos também servem como habitat para muitas espécies, bem como aumentam a conectividade da paisagem para com a biodiversidade (Harvey et al. 2004). Por exemplo, um estudo realizado em Vera Cruz, no México, mostrou que pastagens com árvores isoladas abrigam 35 diferentes espécies de orquídeas (Williams-Linera et al., 1995). Outro estudo na mesma região descobriu que estes sistemas abrigaram 58 espécies de epífitas vasculares, espécies florestais e hemi-epífitas (Hietz-Seifert et al. 1996). Guevara e Laborde (1993) registraram 73 espécies de aves visitando quatro indivíduos de figueira (*Ficus* sp.) em pastagens de Veracruz, também no México. Na Austrália, eucaliptos isolados (*paddock trees*) em Nova Gales do Sul, são utilizadas por 31 espécies de aves (Fischer & Lindenmayer, 2002). No Brasil, a *Ara ararauna* foi vista forrageamento em pastagens com alta abundância de palmeiras (*Syagrus romazoffiana*). Esta ave é considerada ameaçada e sua população está em

declínio em alguns estados do Brasil (Rodrigues & Goulart, 2005). Outros estudos mostram que as figueiras (*Ficus* sp.) em pastagens perto de florestas são visitados por morcegos (Galindo-González et al., 2000) e primatas (Slocum & Horvitz, 2000).

## 2.11. Considerações finais

Em suma, este capítulo apresenta uma visão geral sobre os sistemas agrícolas e os efeitos de diferentes tipos de manejo sobre a biodiversidade nos trópicos. Analisaram-se os dados para os sistemas de cacau, café-sombreado e quintais agroflorestais na região Mata Atlântica brasileira. Na maioria das situações, uma relação de ganho mútuo entre conservação e produção agrícola é possível, uma vez que cultivos com níveis intermediários de produtividade estão associados com alta biodiversidade. Além disso, a ideia de que há uma necessidade de intensificar os sistemas agrícolas para aumentar a produção de alimentos para alimentar os seres humanos famintos não se aplica a muitas paisagens agrícolas tropicais. Em vez disso, a mudança global nos hábitos alimentares e a promoção de uma melhor distribuição de alimentos usando sistemas eco-agrícolas de pequeno impacto.

O futuro da agricultura e da biodiversidade depende do tipo de manejo agrícola que será aplicado nas paisagens. Se a intensificação da agricultura continuar a se expandir, a produtividade dos sistemas deverá aumentar, mas com alta variância e baixa resiliência às incertezas ambientais. Tais variações podem aumentar em um futuro próximo, considerando as previsões de mudanças climáticas e perdas dos serviços ecossistêmicos. Por outro lado, os tomadores de decisão podem optar por práticas mais amigáveis à biodiversidade, que algumas vezes (nem sempre) são menos produtivas do que os sistemas intensivos, mas possuem maior estabilidade produtiva e são mais resistentes a variações ambientais.

A Teoria da Economia de Terras pode ser sedutora pela simplicidade, mas para que ela seja efetiva na prática, os seguintes pressupostos devem ser validados:

- (I) Existir um balanço entre biodiversidade e produtividade do sistema.
- (II) Existir uma relação convexa (jota invertido) entre produtividade e valor de conservação para as espécies de maior interesse para a conservação.
- (III) Existir uma relação negativa entre produtividade *per capita* e taxa de desmatamento.
- (IV) As externalidades ou os efeitos negativos da agricultura intensiva nos serviços ecossistêmicos ser (pelo menos para efeito analítico) desprezíveis.
- (V) Os efeitos negativos da agricultura intensiva na área não cultivada podem ser desprezadas (pelo menos para efeito analítico).
- (VI) Existir uma relação positiva entre produção de alimentos com a intensificação agrícola e segurança alimentar

O pressuposto I é validado por dados de produtividade e biodiversidade associada em sistemas de café (Perfecto et al., 2005), mas não em sistemas de cacau (Clough et al., 2011). O fato de sistemas orgânicos produzirem em níveis similares ou superiores



aos sistemas intensivos (Stanhill, 1990) também leva em questionamento tal premissa. O pressuposto II é confirmado por dados em café (Perfecto et al., 2005). Dentre os pressupostos, esse é provavelmente um dos mais corroborados por dados de campo uma vez que as espécies mais sensíveis e de maior interesse para a conservação desaparecem em sistemas agrícolas, mesmo sendo estes de baixa intensidade. Entretanto, cabe pontuar que quando o objetivo de conservação é a manutenção dos serviços ecossistêmicos em contraposição à conservação voltada para espécies, o modelo côncavo pode operar com maior frequência. Por exemplo, sistemas de intensidade intermediários (quintais agroflorestais) possuem alta riqueza de grupos funcionais (Goulart, 2007). Ademais dados sobre espécies endêmicas e ameaçadas de extinção também questionam a validade de tal pressuposto (Faria et al., 2006; Goulart et al., 2011; Clough et al., 2011). Para que tal pressuposto seja realmente testado, uma análise mais profunda da produtividade é necessária, uma vez que a comparação da produtividade por si só não leva em consideração os *inputs* e externalidades dos cultivos. Por exemplo, a agricultura intensiva possui alta produtividade, mas é altamente dependente de inputs externos, enquanto a agricultura não intensiva requer menos ou nenhum insumo. Uma forma de comparar a produtividade desses sistemas é por meio do balanço energético (balanço entre *input* e produção de energia), produtividade por área de pegada ecológica, estabilidade produtiva (resistência e resiliência), dentre outras formas.

O pressuposto III é provavelmente o mais irrealista da Economia de Terras. Em nível global não existe uma relação entre produtividade *per capita* e redução das taxas de desmatamento. No geral, vê-se o contrário, sendo que quanto maior a produtividade maior é a taxa de desmatamento. Mesmo quando existe uma relação negativa entre desmatamento e produtividade, esta é pontual (ex. Angelsen & Kaimowitz 2001) ou o padrão não muito claro (ex: Grau et al. 2008). O pressuposto III é a maior falha da Economia de Terras, pois o fato de em muitos casos, a intensificação levar ao desmatamento invalida profundamente tal pressuposto. Imaginemos, se por exemplo a Teoria de Biogeografia de Ilhas verificasse a redução da biodiversidade com o aumento da área em várias situações, então toda a teoria estaria em xeque.

O pressuposto IV não é, de forma geral, validado pelos dados. A perda de biodiversidade causada pela intensificação agrícola, à longo prazo, leva ao declínio das propriedades e serviços ecossistêmicos (Tschartnke et al., 2012). A baixa produtividade de pastos degradados pelo sobrepastoreio, os gastos milionários com sistemas de polinização artificial, a exaustão e poluição de corpos d'água em paisagens agrícolas e a explosão populacional de pragas mostra tal fato (para uma revisão sobre o tema ver em anexo o capítulo de livro produzido a partir deste capítulo da tese, no subtítulo *ecosystems services*).

Hoje em dia a biologia da conservação considera a conectividade das paisagens como elemento vital para a manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas. Tal fato consiste na observação de que dinâmicas Metapopulacionais (Levins, 1969) e Metacomunitárias (Hubbell, 2001) são comuns na natureza. Tais teorias contradizem o pressuposto V, uma vez que a relação entre área cultivada e manchas de habitat naturais não podem ser desprezadas, mesmo que para fins analíticos.

Finalmente, o pressuposto VI não é corroborado pelos dados. Historicamente as políticas de intensificação agrícola subsidiada levou a um aumento da pobreza e insegurança alimentar nos trópicos. Tal padrão é extensamente descrito pela literatura

especializada e mostra que a intensificação agrícola leva a uma dependência do pequeno agricultor dos pacotes agrícolas. A recente publicação de um documento chamado *Agriculture at Crossroads* (IAASTD, 2009), produzido por mais de 400 cientistas de renome mundial nas áreas de segurança alimentar e conservação, chamou a atenção para o fato de que a segurança alimentar só poderá ser atingida por sistemas agrícolas de baixa intensidade e alta resiliência.

Outra questão sobre a Economia de Terras é um pressuposto implícito de que o manejo de Compartilhamento desconsidera a importância dos remanescentes de vegetação natural. Isso pode ser observado, por exemplo, no modelo proposto por Balmford et al. (2012) em que a paisagem manejada pelo compartilhamento possui pouca biodiversidade espalhada por toda a área, enquanto a Economia de Terras maneja a paisagem deixando áreas nativas com muita biodiversidade e áreas agrícolas com baixa diversidade. A literatura sobre Compartilhamento não corrobora com tal modelo, uma vez que sistemas de baixa intensidade não podem substituir áreas nativas em suas funções ecológicas. De acordo com Balmford, sistemas não intensivos levariam a uma maior perda de floresta. Por outro lado, sistemas agroflorestais levam à diminuição para pressão de desmatamento por atender as demandas de madeira e fibra de determinada população (Schroth et al., 2004). Cabe aqueles que advogam o Compartilhamento enfatizar a importância da preservação das áreas nativas remanescentes. Nas atuais discussões sobre mudanças no Código Florestal brasileiro, é necessário que biólogos da conservação e ecólogos se posicionem em termos de ressaltar a importância dos ecossistemas nativos para a conservação da biodiversidade e que tais áreas não podem ser substituídas por sistemas de cultivos, mesmo os de baixa intensidade.

Dessa forma, a Economia de Terras possui muitos pressupostos que não são corroborados pelos dados empíricos e deve ocorrer em circunstâncias muito pontuais e específicas. Por outro lado, alguns manejos não-intensivos, como sistemas orgânicos, podem abrigar biodiversidade semelhante à dos monocultivos intensivos (Belfrage et al., 2005), sendo que sistemas não-intensivos variam grandemente na sua capacidade de manter biodiversidade. Tschartnke et al. (2012) sugerem que a intensificação agroecológicas ocasiona a um aumento do manejo do sistemas e leva a uma maximização da produtividade e biodiversidade.

A segurança alimentar nos trópicos depende do reconhecimento da importância dos sistemas de manejo de pequenos produtores de baixa renda, uma vez que estes representam grande quantidade das pessoas que passam fome no mundo. A intensificação agrícola deverá aumentar a desigualdade econômica, podendo intensificar a pobreza e a fome, bem como causar profundos impactos ecológicos. Confiar na associação entre fins do agronegócio e a conservação, como uma relação bilateral é arriscado. Por outro lado, as pequenas propriedades de agricultura mista aumentam a segurança alimentar durante períodos de instabilidade ecológica e econômica. Dessa forma, a conservação das florestas e outros habitats nativos em uma matriz de sistemas agroflorestais heterogêneos são a melhor opção para a conservação da biodiversidade e a justiça social nos trópicos.

## **2.12. Referências**

Albuquerque UP, Andrade LHC, Caballero J (2005) Structure and floristics of homegardens in Northeastern Brazil. *J. arid envir.* 62: 491–506.

- Altieri MA (1995) *Agroecology: the Science of Sustainable Agriculture*. Boulder: Westview Press. 433 p
- Altieri MA, Merrick L (1987) In situ conservation of crop genetic resources through maintenance of traditional farming systems. *Econom. bot.* 41: 86–96.
- Angelsen A, Kaimowitz D (2001) *Agricultural technologies and tropical deforestation*. CABI Publishing. pp. 411
- Antongiovanni M, Metzger JP (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. cons.* 122: 441–451.
- Badgley C, Perfecto I (2007) Can organic agriculture feed the world? *Renewable agric. food syst.* 22: 80–85.
- Balmford A, Green R, Scharlemann JPW (2005) Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Glob. chang. biol.* 11: 1594–1605.
- Bassett, T. J. (2010). Reducing hunger vulnerability through sustainable development. *Proc. Nat Acad Sci*, 107(13), 5697.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1996) *Ecology: individuals, populations, and communities*. Malden: Wiley-Blackwell. 1092 p.
- Bessesen DH (2008) Update on obesity. *J. Clinic. Endocr. Metab.* 93: 20-27.
- Belfrage, K., Björklund, J., Salomonsson, L. 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *Ambio*. 582–588.
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends ecol. evol.* 18: 182–188.
- Boucher, D.H 2012 *Land sparing: It's an economic question*. The Preliminary Program for 97th ESA Annual Meeting (August 5 -- 10, 2012)
- Bowman GB, Harris LD (1980) Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *J. Wildl. Manag.* 44: 806–813
- Busby DG, Pearce PA, Garrity NR, Reynolds LM (1983) Effect on an Organophosphorus Insecticide on Brain Cholinesterase Activity in White-Throated Sparrows Exposed to Aerial Forest Spraying. *J. Appl. Ecol.* 20: 255–263
- Calvo L, Blake J (1998) Bird diversity and abundance on two different shade-coffee plantations in Guatemala. *Bird cons. internat.* 8: 297–308.
- Cassman K, Wood S (2005) *Cultivated Systems*. In: *Milenium Ecosystem Assessment Report* (available at <http://www.maweb.org/en/index.aspx>). Washington: Island Press. pp. 793
- Carson R (1964) *Silent spring*. Boston: Mariner Books. pp. 368
- Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RGH, Duckworth JC, Shrubbs M (2000) Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. appl. ecol.* 37: 771–788.
- Clough Y, Dwi Putra D, Pitopang R, Tschardt T (2009) Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biol. cons.* 142: 1032–1041.
- Clough Y, Barkmann J, Jührbandt J, Kessler M, Wanger TC, Anshary A, Buchori D, et al. (2011). Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proc. nat. acad. sci.* 108(20), 8311
- Cockle KL, Leonard ML, Bodrati AA (2005) Presence and abundance of birds in an

- Atlantic forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate, in Paraguay. *Biodiv. cons.* 14: 3265–3288.
- Cooper RJ, Dodge KM, Martinat PJ, Donahoe SB, Whitmore RC (1990) Effect of diflubenzuron application on eastern deciduous forest birds. *J. wildl. manag.* 54: 486–493
- Davidson EA, Howarth RW (2007) Nutrients in synergy. *Nat.* 449: 1000–1001.
- Delabie JH, Jahyny B, do Nascimento IC, Mariano CS, Lacau S, Campiolo S, Philpott SM, Leponce M (2007) Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiv. cons.* 16: 2359–2384.
- Desrochers A, Hannon SJ (1997) Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Cons. biol.* 11: 1204–1210.
- Donald PF, Evans AD (2006) Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agrienvironment schemes. *J. appl. ecol.* 43: 209–218.
- Ewers, R. M., Schalermann, J. P. W., Balmford, A., & Green, R. E. (2009). Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Glob Chang Biol* 15(7), 1716–1726.
- Faria D, Laps RR, Baumgarten J, Cetra M (2006) Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiv. cons.* 15: 587–612.
- Faria D, Paciencia ML, Dixo M, Laps RR, Baumgarten J (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiv. and cons.* 16: 2335–2357.
- Noble IR, Dirzo R (1997) Forests as human-dominated ecosystems. *Sci.* 277: 522.
- Fischer J, Lindenmayer DB (2002) The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodiv. cons.* 11: 807–832.
- Flynn DF, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, Molinari N, Richers BT, Lin BB, Simpson N, Mayfield MM, DeClerck F (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12: 22–33.
- Galindo-González J, Guevara S, Sosa VJ (2000) Bat-and Bird-Generated Seed Rains at Isolated Trees in Pastures in a Tropical Rainforest. *Cons. biol.* 14: 1693–1703.
- Galluzzi G, Eyzaguirre P, Negri V (2010) Home-gardens: neglected hotspots of agrobiodiversity and cultural diversity. *Biodiv. cons.* 19(13): 3635–3654
- Gibbs, H. (2012). Trading forests for yields in the Peruvian Amazon. *Environ Res Lett* 7, 011007.
- Godfray, H.C. (2011) Food and Biodiversity. *Science* 333:6047, 1231–1232
- Goulart FF (2007) Aves em quintais agriflorestais do Pontal do Paranapanema: epistemologia, frugivoria e estrutura de comunidades. Dissertation. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Goulart FF, Vandermeer J, Perfecto I, da Matta-Machado RP (2011) Frugivory by five bird species in agroforest home-gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agrof. syst.* 1–8. DOI10.1007/s10457-011-9398-z
- Goulart FF, Monte AZL, Checoli CH, Saito CH, (2009b) Etnoecologia associada aos cafezais agriflorestais tradicionais da região do Serro. *Annals of the 5th Congresso Nacional de Sistemas Agriflorestais, Luziânia, Brazil.*
- Goulart F, Vandermeer J, Perfecto I, Matta-Machado R (2009a) Análise agroecológica de dois paradigmas modernos. *Revista Brasileira de Agroecologia* 4: 76–85.

- Grau, H. R., Gasparri, N. I., & Aide, T. M. (2008). Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Glob Chang Biol*, 14(5), 985–997.
- Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JP, Balmford A (2005) Farming and the fate of wild nature. *Sci*. 307: 550.
- Greenberg R, Bichier P, Angón AC (2000a) The conservation value for birds of cacao plantation
- Greenberg R, Bichier P, Angon AC, MacVean C, Perez R, Cano E (2000b) The Impact of Avian Insectivory on Arthropods and Leaf Damage in Some Guatemalan Coffee Plantations. *Ecol*. 81: 1750-1755.
- Guanziroli CE (2001) Agricultura familiar e reforma agrária no século XXI. Rio de Janeiro: Garamond. 291 p.
- Guevara S, Laborde J (1993) Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Plant ecol*. 107: 319–338
- Harvey CA, Tucker NI, Estrada A (2004) Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes* 261–289.
- Hietz-Seifert U, Hietz P, Guevara S (1996) Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. *Biol. cons*. 75: 103–111
- Hubbell, S. P. (2001). *The unified theory of biogeography and biodiversity*. Princeton Univ. Press.
- IAASTD (2009) McIntyre BD, Herren HR, Wakhungu J, Watson RT (eds.) *Agriculture at a Crossroads. International assessment of agricultural knowledge, science and technology for development (IAASTD): global report*. Synthesis Report. Washington: Island Press, 590
- Kabir ME, Webb EL (2008) Can home-gardens conserve biodiversity in Bangladesh? *Biotropica* 40: 95–103 [29] Kopelman PG, Caterson ID, Dietz WH (2005) *Clinical obesity in adults and children*. Wiley Online Library.
- Kiesecker JM (2002) Synergism between trematode infection and pesticide exposure: A link to amphibian limb deformities in nature? *Proc. n. acad. sci*. 99: 9900.
- Komar O (2006) Priority Contribution. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. *Bird Conservation International* 16: 1–23.
- Kellermann JL, Johnson MD, Stercho AMY, Hackett SC (2008) Ecological and economic services provided by birds on Jamaican Blue Mountain coffee farms. *Cons. biol*. 22: 1177–1185.
- Klein AM, Steffan-Dewenter I, Buchori D, Tschardt T (2002) Effects of Land-Use Intensity in Tropical Agroforestry Systems on Coffee Flower-Visiting and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Cons. biol*. 16: 1003–1014.
- Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB, Siriwardena GM (1999) The second silent spring? *Nat*. 611–612.
- Kumar BM, Nair PKR (2004) The enigma of tropical home-gardens. *Agrof. syst*. 61: 135–152.
- Levins, R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull ESA*, 15(3), 237–240.
- Levy M, Babu S, Hamilton K (2005) Ecosystem conditions and human well-being. In: Kakri AH, Watson R, editors. *Millenium Ecosystem Assesment*. Washington DC: Island Press. pp.794
- Lima SL, Valone TJ (1991) Predators and avian community organization: an

- experiment in a semi-desert grassland. *Oecologia* 86: 105–112
- Mace G, Masundire H, Baillie J, (coord. authors) (2009) Biodiversity. In: Millenium Ecosystems Assessment, p. 77 – 122. Washington: Island Press
- Makowski D, Dore T, Gasquez J, Munier-Jolain N (2007) Modelling land use strategies to optimise crop production and protection of ecologically important weed species. *Weed res.* 47: 202–211.
- Matson, P. A., Vitousek, P. M., & others. (2006). Agricultural intensification: will land spared from farming be land spared for nature? *Conservation Biology*, 20(3), 709–710.
- Marcelo C. Silva, pers. comm.
- Matson PA, Parton WJ, Power A, Swift M (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Sci.* 277: 504.
- MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecol.* 42: 594–598.
- Marjokorpi A, Ruokolainen K (2003) The role of traditional forest gardens in the conservation of tree species in West Kalimantan, Indonesia. *Biodiv. cons.* 12: 799–822.
- Marsden SJ, Symes CT, Mack AL (2006) The response of a New Guinean avifauna to conversion of forest to small-scale agriculture. *Ibis* 148: 629–640.
- McNeely JA, Scherr SJ (2003) *Ecoagriculture: strategies to feed the world and save wild biodiversity*. Washington: Island Press. pp. 352
- Mellink E, Riojas-López ME, Luévano-Esparza J (2009) Organochlorine content and shell thickness in brown booby (*Sula leucogaster*) eggs in the Gulf of California and the southern Pacific coast of Mexico. *Envir. poll.* 157: 2184–2188.
- Moguel P, Toledo VM (1999) Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Cons. biol.* 13: 11–21.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nat.* 403: 853–858.
- OECD, 2012. Available at : <http://www.oecd.or> (Organization of Economic Co-operation and Development).
- Oliver WLR, Santos IB (1991) Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of South-east Brazil. Jersey Wildl. Preserv. Trust, special Scientific Report (4): pp. 125.
- Ormerod SJ, Watkinson AR (2000) Editors' introduction: birds and agriculture. *J. Appl. ecol.* 37: 699–705.
- Pacheco LF, Whitney BM (1996) A new genus and species of furnariid (Aves: Furnariidae) from the cocoa-growing region of southeastern Bahia, Brazil. *Wilson Bull.* 108: 397–433. [53] Paine RT (1969) A note on trophic complexity and community stability. *The American Naturalist* 103: 91–93.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. (2011). Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Sci*, 333(6047), 1289–1291.
- Perfecto I, Rice RA, Greenberg R, Van der Voort ME (1996) Shade-coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *Biosci.* 46: 598–608.
- Perfecto I, Vandermeer J, Mas A, Pinto LS (2005) Biodiversity, yield, and shade-coffee certification. *Ecol. Economics* 54: 435–446.
- Perfecto I, Vandermeer J (2008) Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Ann. n.y. acad. sci.* 1134: 173–200.
- Perfecto I, Vandermeer J (2010) The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. n. acad. sci.* 107: 5786 [12]
- Pimentel D, Stachow U, Takacs DA, Brubaker HW, Dumas AR, Meaney JJ,

- Onsi DE, Corzilius, DB (1992) Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Biosci.* 42: 354–362.
- Pineda E, Moreno C, Escobar F, Halffter G (2005) Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Cons. biol.* 19: 400–410.
- Quinn, J. E., Brandle, J. R., & Johnson, R. J. (2012). The effects of land sparing and wildlife-friendly practices on grassland bird abundance within organic farmlands. *Agric, Ecosyst & Environ*, 161, 10–16.
- Ramírez, P. A., & Simonetti, J. A. (2011). Conservation opportunities in commercial plantations: The case of mammals. *J Nat Cons.* doi:10.1016/j.jnc.2011.06.003
- Ratcliffe DA (1970) Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. Appl. ecol.* 7: 67–115.
- Reitsma R, Parrish JD, McLarney W (2001) The role of cacao plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. *Agrof. syst.* 53: 185–193.
- Ricardo R. Laps, pers comm.
- Rodrigues M, Goulart FF (2005) Aves regionais: de Burton aos dias de hoje. In: Goulart EM, editor. *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*. Belo Horizonte: Editora Guaycui. pp. 589-603
- Rosset M, Rosset PM, Write O (1999) The multiple functions and benefits of small farm agriculture. Policy Brief No 4, Washington DC: Institute for Food and Development Policy. pp. 22.
- Schroth, G., Faria, D., Araujo, M., Bede, L., Van Bael, S. A., Cassano, C. R., Oliveira, L. C., et al. (2004). Conservation in tropical landscape mosaics: the case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 1–20.
- Shiva V, Jafri AH, Shiva V, Bedi G (2002) Seeds of suicide: the ecological and human costs of globalization of agriculture. New Delhi: Sage Publications India Pvt Ltd. pp. 151
- Sonwa DJ, Nkongmeneck BA, Weise SF, Tchatat M, Adesina AA, Janssens MJ (2007) Diversity of plants in cocoa agroforests in the humid forest zone of Southern Cameroon. *Biodiversity and Conservation* 16: 2385–2400.
- Stanhill G (1990) The comparative productivity of organic agriculture. *Agric. ecosys. envir.* 30: 1–26
- Solis-Montero L, Flores-Palacios A, Cruz-Angón A (2005) Shade-Coffee Plantations as Refuges for Tropical Wild Orchids in Central Veracruz, Mexico. *Cons. biol.* 19: 908–916]
- Sambuichi RH (2002) Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (mata atlântica raleada sobre plantação de cacau) na Região Sul da Bahia, Brasil. *Acta Bot. Brasilica* 16: 89–101.
- Somarriba E, Harvey CA, Samper M, Anthony F, González J, Staver C, Rice RA (2004): Biodiversity conservation in neotropical coffee (*Coffea arabica*) plantations. In: Schrotth G, Fonseca G, Harvey C, Gascon C, Vasconcelos H, Izac A. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. pp.198–226.
- Soemarwoto O, Conway GR (1992) The javanese home-garden. *J. farm. syst. res. ext.* 2: 95–118.
- Slocum MG, Horvitz CC (2000) Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant ecol.* 149: 51–62.
- Sunwar S, Thornström CG, Subedi A, Bystrom M (2006) Home-gardens in western Nepal: opportunities and challenges for on-farm management of

- agrobiodiversity. *Biodiv. conserv.* 15: 4211–4238.
- Uezu A, Beyer DD, Metzger JP (2008) Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiv. conserv.* 17: 1907–1922.
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.
- Thiollay JM (1995) The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conserv. biol.* 9: 335–353.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., et al. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biol Conserv.* doi:10.1016/j.biocon.2012.01.068
- Vaughan C, Ramírez O, Herrera G, Guries R (2007) Spatial ecology and conservation of two sloth species in a cacao landscape in Limón, Costa Rica. *Biodiv. cons.* 16: 2293–2310
- Vandermeer, J., & Perfecto, I. (2005). The future of farming and conservation. *Science*, 308(5726), 1257–1258.
- Vandermeer J, Carvajal R (2001) Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *Am. Nat.* 158: 211.
- Wood S, Ehui S (2005) Food Systems. In: *Millenium Ecosystem Assessment*. Island Press. Washington.
- Whittingham MJ, Evans KL (2004) The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210–220.
- WHO (2005a) Global database on Body Mass Index. Available at [http://www.who.int/ncd\\_surveillance/infobase/web/InfoBaseCommon/](http://www.who.int/ncd_surveillance/infobase/web/InfoBaseCommon/).
- WHO (2005b) Modern food biotechnology, human health and development: An evidence-based study [43]
- Wood, D, Lenne J M (1997) The conservation of agrobiodiversity on-farm: questioning the emerging paradigm. *Biodivers. cons.* 6: 109–129.
- Williams-Linera G, Sosa V, Platas T (1995) The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* 16: 36-40



### 3) CAPÍTULO 1:

## **Efeito do isolamento das manchas de habitat na efetividade de restauração da matriz para a conectividade de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica**

### **3.1. Resumo**

A maximização do potencial de conservação de médio a pequenos fragmentos florestais é tónica para a manutenção das espécies da Mata Atlântica, onde manchas de habitat são relativamente pequenas e as populações que as habitam são suscetíveis à extinção local. Uma estratégia para fazer isso é por meio da restauração da matriz da paisagem com a implantação de sistemas agroflorestais. Foi construído um modelo para identificar as regiões em que a restauração da matriz tem maior efeito sobre a conectividade funcional para aves florestais endêmicas. As hipóteses testadas são de que (1) a eficácia da restauração da matriz é afetada pelo grau de isolamento da paisagem, e que (2) em graus intermediários de isolamento a eficiência de restauração para a conectividade é máxima. Modelamos a conectividade funcional usando o Índice Integral de Conectividade de quatro espécies de aves endêmicas (*Chiroxiphia caudata*, *Sclerurus scansor*, *Xiphorhynchus fuscus* e *Pyriglena leucoptera*) em três tipos de matrizes em paisagens da Mata Atlântica. Foram ajustados modelos aditivos generalizados mistos para analisar a influência do isolamento sobre a conversão da matriz. Além disso, foi testado se métrica de isolamento seria o melhor preditor da eficácia da restauração de matriz. A primeira hipótese foi corroborada pelo modelo mas, por outro lado, a segunda hipótese foi confirmada por apenas um único cenário de um total 12. Geralmente a eficácia da restauração está negativamente associada ao isolamento, de modo que uma maior eficácia é encontrada em paisagem em que manchas têm maior área e estão mais próximas umas das outras. Apesar disso, houve uma grande variação na resposta, aspecto que dificultou a generalização dos resultados. A média do índice de proximidade foi melhor preditor da eficiência de restauração do que a média do vizinho mais próximo. O modelo pode ser utilizado para tomadores de decisões e gestores definirem áreas prioritárias para a restauração agroflorestal.

**Palavras chave:** conservação, ecologia de paisagens, ecologia teórica, modelos espacialmente explícitos, restauração agroflorestal, Teoria dos Grafos,

### **3.2. Introdução Geral**

A destruição e fragmentação de habitat são consideradas as principais causas de perda de espécies em nível global (Primack e Rodrigues, 2001). Os efeitos adversos da fragmentação sobre a biodiversidade são particularmente expressivos no domínio Mata Atlântica, onde há grande diversidade biológica, apesar do alto grau de fragmentação.

Devido a este fato, o domínio encontra-se na lista mundial de locais prioritários para a conservação (*hotspot*) (Myers et al., 2000). Estimativas recentes mostram que menos de 12% da cobertura vegetal original permanecem e 80% dos fragmentos possuem área menor do que 50 ha (Ribeiro et al., 2009). Cabe notar que populações de aves que habitam florestas nessas condições são altamente suscetíveis à extinção local (Stratford e Stouffer, 1999; Ferraz et al., 2007). Portanto, a maximização do potencial de conservação de fragmentos florestais pequenos e médios é fundamental para a conservação das espécies de aves da Mata Atlântica.

Segundo a Teoria das Metapopulações (Levins, 1969), se as populações habitam um espaço discreto (manchas de habitat), a extinção local pode ser contrabalançada por recolonização de subpopulações de manchas próximas. Portanto, a existência a longo prazo das populações em paisagens fragmentadas depende do equilíbrio entre extinção local e (re) colonização. A extinção local está basicamente relacionada com a área do fragmento (McArthur e Wilson, 1967) e o aumento do tamanho de fragmentos de floresta é geralmente inviável, uma vez que requer muito tempo e recursos econômicos (Lamb et al., 2005). Isto é particularmente verdadeiro no contexto da Mata Atlântica, porque é uma região altamente habitada e, portanto, a restauração da floresta envolveria a remoção de densas comunidades humanas.

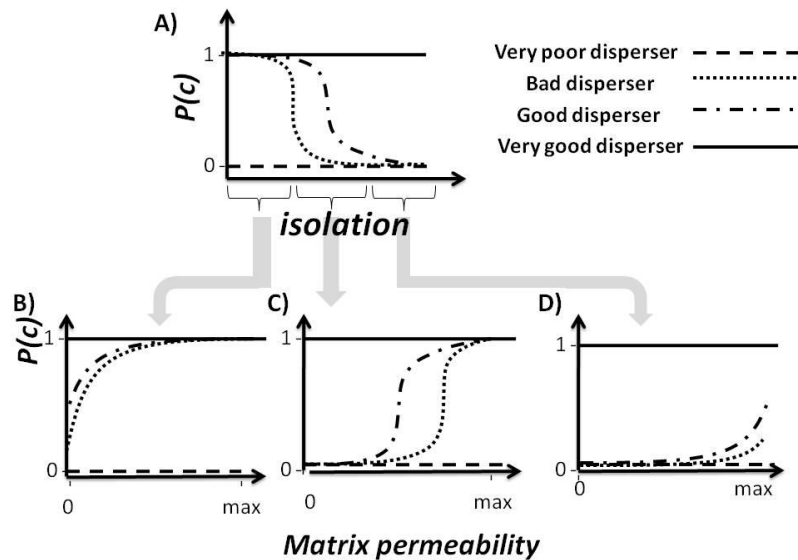
Por outro lado, a recolonização depende da distância entre os fragmentos, presença e eficiência de corredores e permeabilidade da matriz. Estas variáveis compõem a conectividade da paisagem, que é um elemento vital para a manutenção da biodiversidade em regiões fragmentadas (Taylor et al., 1993). A conectividade pode ser definida em termos funcionais e estruturais, de forma que a conectividade estrutural se refere à estrutura física da paisagem (basicamente isolamento entre fragmentos, presença de corredores e permeabilidade da matriz), e a conectividade funcional se refere às respostas das espécies a tal estrutura (Uezu et al., 2005). O isolamento dos fragmentos é dado, basicamente pela configuração de fragmentação e a eficácia de corredores parece ser uma questão controversa (Noss, 1987; Simberloff et al., 1992; Beier e Noss, 1998). Finalmente, a matriz de paisagem desempenha um papel importante na persistência a longo prazo da biodiversidade em paisagens fragmentadas (Ricketts, 2001; Vandermeer e Carvajal, 2001; Fischer e Lindenmayer, 2002; Antongiovanni e Metzger, 2005; Perfecto e Vandermeer, 2008; Brady et al., 2009).

Embora importância da matriz ser atualmente aceita entre biólogos da conservação, nenhum estudo abordou o efeito do isolamento sobre a eficácia da matriz de restauração para aves florestais, especialmente em paisagens da Mata Atlântica. Foi desenvolvido um modelo diagramático para mostrar a influência do isolamento, a permeabilidade da matriz e capacidade de dispersão de aves e testado utilizando-se de modelos espacialmente explícitos em paisagens da Mata Atlântica para quatro espécies de aves endêmicas.

### 3.3. Modelo teórico

Foi desenvolvido um modelo diagramático que teoricamente relaciona o isolamento entre fragmentos florestais, permeabilidade da matriz e capacidade de dispersão de espécies com a probabilidade de colonização. A probabilidade de colonização de uma mancha de habitat é negativamente afetada pelo isolamento da mancha, sendo essa relação é dada por uma função logística negativa (Koenig et al.,

1996; Heinz et al., 2007; Boscolo, 2008). A figura 1 mostra a relação entre a probabilidade de colonização em função do isolamento do fragmento assumindo quatro categorias de capacidades de dispersão e assumindo um valor fixo de permeabilidade da matriz.



**Figura 1:** Modelo teórico mostrando as relações entre probabilidades de conexão  $P(c)$ , isolamento da mancha de habitat e permeabilidade da matriz para espécies com diferentes habilidades de dispersão. Em 1.A, a permeabilidade da matriz é fixa e em 1.B, 1.C e 1.D o isolamento é fixado em níveis baixos, intermédios e altos, respectivamente.

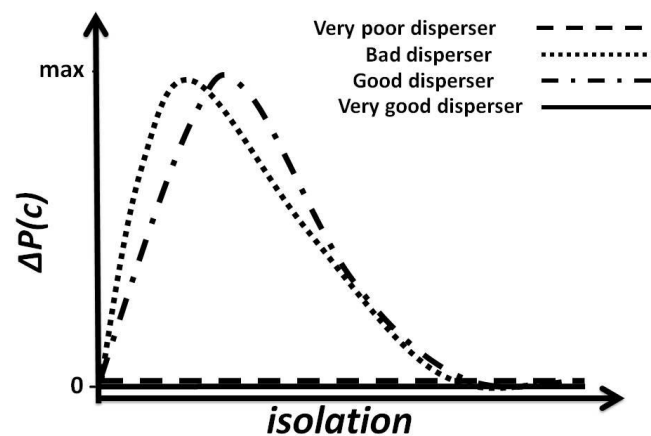
Para "muito maus dispersores", a matriz é intransponível, de modo que mesmo se a distância entre os fragmentos for pequena, a probabilidade de conexão é zero. "Bons dispersores" são espécies com capacidade de dispersão moderada, de modo que o limiar de dispersão é menor para o primeiro e maior para o terceiro grupo considerado. No que se refere aos "muito bons dispersores" são espécies que, sob a magnitude do isolamento aqui considerado, possuem capacidade de dispersão infinita.

Por outro lado, dado um isolamento fixo, a probabilidade de colonização pode ser descrita como uma função da permeabilidade da matriz, de modo que esta relação deve ser diferente de acordo com o grau de isolamento. Considerando-se três faixas de isolamento (baixa, média e alta), espera-se que a relação entre  $P(c)$  e permeabilidade da matriz se assemelhe com as figuras 1.B, 1.C, 1.D, respectivamente. Na figura 1.B o grau de isolamento é muito pequeno, e mesmo que a matriz assuma valores de baixa permeabilidade, os propágulos têm alta probabilidade de atravessar a matriz. A Figura 1.C sugere que, dado um grau de isolamento intermediário fixo, a permeabilidade da matriz deverá ter efeito profundo sobre  $P(c)$ . A influência da permeabilidade da matriz em  $P(c)$  é menor para "bons dispersores", se comparado ao dos "maus dispersores". A Figura 1.D representa uma situação em que o isolamento da mancha de habitat é elevado e, mesmo em graus elevados de permeabilidade da matriz, propágulos têm baixo efeito sobre  $P(c)$ , e esta influência é ainda menor para "maus dispersores" em comparação com "bons dispersores". Cabe pontuar que para "muito maus dispersores" e "muito bons dispersores", nem grau de isolamento, nem permeabilidade da matriz afeta  $P(c)$ , porque propágulos sempre, ou nunca, atravessam a matriz. Portanto, suas

características biológicas têm maior efeito sobre a colonização da mancha do que a conectividade da paisagem.

Devido à relação entre o isolamento, permeabilidade da matriz, definiu-se  $\Delta P(c)$  como a contribuição da permeabilidade da matriz para probabilidade de ligação da mancha para um dado grau de isolamento, e assim definida por:  
 $\Delta P(c)_{AB} = P(c)_{\text{matriz A}} - P(c)_{\text{matriz B}}$

Graficamente, espera-se que a relação entre a  $\Delta P(c)$  se assemelhe à Figura 2. Neste gráfico,  $\Delta P(c)$  são máximas para os valores intermédios de isolamento, de modo que para "maus dispersores",  $\Delta P$  máximo (c) é atingido em valores menores de isolamento, em comparação com "bons dispersores". Além disso,  $\Delta P(c)$ , para "muito maus dispersores" e muito bons dispersores é zero.



**Figura 2:** Efetividade da conversão da matriz, expressada como a mudança na probabilidade de conexão -  $\Delta P(c)$  para diferentes dispersores e o efeito do isolamento do fragmento

Com base nessa abordagem diagramática, hipotetiza-se que, para espécies com capacidade de dispersão intermediárias ("bons dispersores" e "maus dispersores"), a restauração da matriz tem influência mais forte sobre a colonização em níveis intermediários de isolamento. Por outro lado, a restauração da matriz de paisagens com grau muito alto ou muito baixo de isolamento deverá ser menos eficaz em termos de aumento de  $P(c)$ .

### 3.4. Objetivo

Foi construído um modelo espacialmente explícito multiespecífico para analisar como o isolamento da paisagem afeta o grau com que a restauração da matriz contribui para a probabilidade de colonização. Mais especificamente, pretende-se responder às seguintes perguntas:

- (1) O grau de isolamento da paisagem afeta a contribuição da restauração da matriz para a conectividade funcional?
- (2) Em que grau de isolamento a eficiência da restauração de matriz para a conectividade funcional das aves é mais alta?

(3) Qual a métrica de isolamento que melhor prediz a eficiência de restauração da matriz para a conservação da conectividade para as aves?

### 3.5. Métodos

#### 3.5.1 Espécies-alvo

Foram selecionadas quatro espécies de passeriformes endêmicos da Mata Atlântica: *Chiroxiphia caudata*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Pyriglena leucoptera* e *Sclerurus scansor* (Tabela 1). Com exceção de *C. Caudata*, que é um onívoro de estrato médio, todos os outros três são insetívoros de sub-bosque.

**Tabela 1:** Características das espécies.

Espécie	Família	Principal dieta (Sick 1997)	Sensibilidade a distúrbios (Stotz et al 1996)	Território (T) ou área de vida (AV)
<i>Sclerurus scansor</i>	Furnariidae	Insetívoro	Alto	AV: 1- 12 ha (Hansbauer et al., 2008b)
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	Insetívoro	Alto	T: 6 ha (Develey 1997)
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Formicariidae	Insetívoro	Médio	T: 2ha (Duca et al., 2006), AV: 5ha (Hansbauer et al. 2008).
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	Frugívoro	Baixo	AV: 1.6 to 15.6 ha (podendo atingir 460ha) (Hansbauer et al. 2008)

Insetívoros de sub-bosque são particularmente afetados pela fragmentação (Stouffer e Bierregaard, 1995), de modo que essa sensibilidade é causada pela baixa capacidade de atravessar ambientes abertos, tornando populações que habitam fragmentos florestais propensas à extinção sem recolonização posterior (Sekercioglu et al., 2002). Portanto, as ações que conservam insetívoros de sub-bosque promovem a conservação das guildas menos sensíveis (Castellon & Sievings, 2006).

Finalmente, estas são também as espécies mais conhecidas da Mata Atlântica, de modo que seria impossível aplicar o modelo a outras espécies, para as quais informações biológicas básicas sobre a maioria dos pássaros da floresta não está disponível.

#### 3.5.2. Capacidade de dispersão

Foram revisados os dados sobre as capacidades de dispersão das espécies selecionadas, e classificadas de acordo com o tipo de matriz. Utilizando os dados disponíveis, permeabilidade da matriz foi classificada em três categorias. "Matriz zero" refere-se ao manejo monocultural de herbáceas, tais como as pastagens e plantações anuais (feijão, soja, trigo, etc.); "matriz um" caracteriza matrizes com permeabilidade intermediária para o movimento de pássaros da floresta, como as monoculturas de café e savana. Finalmente, "matriz dois" são os sistemas agroflorestais rústicos (Segundo definição de Moguel e Toledo, 1999), que envolve múltiplos estratos de culturas com cobertura vegetal densa. Os limiares de dispersão nas diferentes matrizes são mostrados na tabela 2.

**Tabela 2:** Limiar de dispersão das espécies (metros) nas três matrizes, referência e método utilizado pelo estudo.

Espécie	Matriz zero	Matrix um	Matrix dois
<i>S. scansor</i>	0 (Hansbauer et al., 2010) <sup>1</sup>	150 (Marini 2010) <sup>4</sup>	1200 (Marini, 2010) <sup>4</sup>
<i>C. caudata</i>	130 (Uezu et al., 2005) <sup>2</sup>	650 (Marini, 2010) <sup>4</sup>	2100 (Marini, 2010) <sup>4</sup>
<i>X. fuscus</i>	145 (Boscolo et al., 2008) <sup>5</sup>	435 (média entre matriz zero e um)	700 (Marini, 2010) <sup>4</sup>
<i>P. leucoptera</i>	45 (média a partir de dois estudos: Awade <sup>3</sup> , 2009; Uezu <sup>2</sup> et al., 2006)	125 (pers. obs.) <sup>2</sup>	400 (Marini, 2010) <sup>4</sup>

<sup>1</sup> radio telemetria; <sup>2</sup> movimentação espontânea; <sup>3</sup> experimentos de play-back; <sup>4</sup> captura-recaptura, <sup>5</sup> translocação de indivíduos acoplados com radiotransmissores (*homing experiment*)

Assumimos que a resistência ao movimento por parte de policultivos agroflorestais como sendo o mesmo para sistemas de monocultivo arbóreo (por exemplo, café monocultura densa). Portanto, consideramos que estes habitats têm estrutura intermediária entre pastagem e florestas, em termos de cobertura vegetal, heterogeneidade horizontal e vertical, e risco de predação, fatores estes que mais afetam o movimento de aves florestais na matriz (Desrochers e Hannon, 1997; Boscolo et al., 2008; Robertson e Radford., 2009). Assumimos também que os sistemas agroflorestais rústicos e sombreados têm a mesma permeabilidade a aves com habitats florestais nativos. Na Mata Atlântica, sistemas tradicionais agroflorestais rústicos (chamados localmente de cabruca) no Sul do estado da Bahia são habitados por um grande número de aves florestais, muitas delas endêmicas ou ameaçadas (Faria et al., 2006). Isto sugere que a resistência desses sistemas para o movimento de pássaros da floresta deve ser aproximadamente a mesma que o habitat de mata nativa.

Os registros sobre os movimentos foram amostrados em diferentes regiões e utilizaram de diferentes técnicas. Tem-se consciência de que tais dados de entrada não possuem alta precisão e que os padrões de dispersão reais podem diferir destes dados. Infelizmente, as limitações na medição de dispersão de vertebrados (Koenig et al., 1996; Holyoak et al., 2008) tornam impossível a aquisição de dados precisos sobre a capacidade de dispersão das espécies.

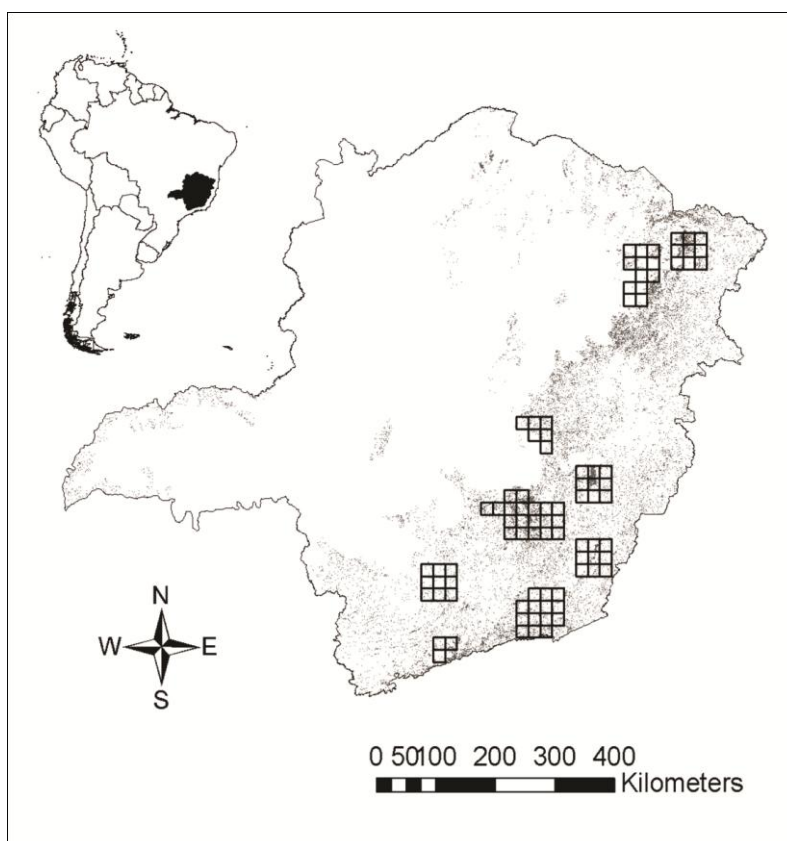
Outro pressuposto do modelo é a homogeneidade da matriz, assumindo que toda a matriz paisagem é composta por sobre um tipo de gestão agrícola. Embora este pressuposto seja claramente irrealista (devido à heterogeneidade natural e manejos humanos), esta hipótese não vai alterar significativamente nossos resultados sobre a influência do isolamento em matriz de eficácia de restauração para a conectividade.

### 3.5.3. Seleção Paisagem

Foram selecionadas as regiões em que *Sclerurus scansor* foi registrado anteriormente. A razão para isso é porque as outras três espécies ocorrem no domínio

Mata Atlântica com densidade relativamente alta e detectabilidade (Boscolo e Metzger, 2009), enquanto que *S. scansor* é o mais raro. Portanto assumiu-se que se *S. scansor* ocorre na região, e assim todas as outras espécies também estarão presentes. A análise foi restrita ao domínio da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais e foram reunidos o máximo de registros da espécie no estado utilizando a literatura especializada (Neto e Venturin, 1998; Mesquita, 2004; Ribon et al., 2004; Durães e Marini, 2005; Brandt, 2008; Vasconcelos e Neto, 2009; Ferreira et al., 2009; Marini, 2010), sítios de observação de aves ([www.wikiaves.com](http://www.wikiaves.com)), museus (coleção zoológica da Universidade de Brasília) e registros não publicados de ornitólogos experientes (M. Â. Marini e R.B. Machado).

O mapa cobertura florestal de 2008 foi adquirida no sítio da SOS Mata Atlântica ([sosmatatlantica.org.br](http://sosmatatlantica.org.br)). O mapa vetorizado foi convertido no formato matricial com resolução de 30 x 30 metros. Usando ArcGis (New York: ESRI) versão 9.3 uma grade de 20 x 20 km foi criada. Grades em que a presença de *S. scansor* foi registrada bem como as oito grades vizinhas foram selecionadas. Isto foi feito sob a suposição de que, se a espécie ocorre na região, existe o potencial de ocorrência nestas nove grades. Noventa grades foram preliminarmente selecionadas (Fig. 3). Destas, grades que possuíam grande quantidade de área urbana foram excluídas.



**Figura 3:** Seleção preliminar das grades os remanescentes de Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais estão em cinza claro.

#### 3.5.4. As métricas da paisagem e índices

Para mensurar o grau de isolamento da paisagem, utilizou-se o software Arc GIS com a extensão Patch Analyst. Os índices de proximidade e média do vizinho mais próximo foram medidos para as grades selecionadas. A distância média do vizinho mais próximo é a distância linear média entre manchas de habitat e mede o isolamento em termos de distância entre manchas. Por outro lado, o índice Médio de Proximidade (MPI) utiliza as estatísticas do vizinho mais próximo, mas também considera a área, de modo que paisagens com áreas de manchas menores são consideradas mais isoladas, dada uma distância entre manchas fixa. Este índice diminui com o aumento de isolamento, de modo que os valores baixos de Mpi indicam paisagens isoladas (para mais informações sobre essas métricas ver Elkie et al., 1999). Usamos o programa Conefor Sensinode (Saura e Torné, 2009) para modelar a conectividade funcional para as espécies, dada suas capacidades de dispersão em diferentes matrizes e configuração da paisagem. Conefor Sensinode é um programa que analisa a conectividade funcional com base na Teoria dos Grafos (Urban e Keitt, 2001) e tem sido amplamente utilizado em estudos de Ecologia de Paisagens recentes (por exemplo: Awade et al., 2012; Carranza et al., 2012; Decout et al., 2012).

Embora o modelo conceitual aqui proposto diga a respeito às probabilidades de colonização, o que sugere a utilização do índice de probabilidade de conexão (PC) (Saura & Pascual-Hortal, 2007), porque os dados de entrada disponíveis possuem baixa precisão, utilizamos um índice binário mais simples, o Índice Integral de Conectividade (IIC). IIC é o índice binário de conectividade mais recomendado (Pascual-Hortal & Saura, 2006), e considera a distância entre as manchas e a área (assumindo que a mancha em si é um espaço em que existe conectividade). Ele varia de zero a um, de modo que o zero seria a ausência de habitats e um seria uma paisagem em que toda a áreas é coberta pelo habitat.

Para cada grade simulamos os valores de IIC considerando três limiares de dispersão (distância máxima que os propágulos se dispersam numa matriz de dados), que se relacionam com cenários de permeabilidade da matriz, para cada uma das quatro espécies. Subtraído os IIC do produzido nos diferentes tratamentos (cenários permeabilidade da matriz), de modo que para cada grade e para cada espécie, três valores foram utilizado como a variável explicativa:

- $\Delta IIC_{0-1}$ : Aumento da IIC pela conversão do manejo da matriz de 0 para 1
- $\Delta IIC_{1-2}$ : Aumento da IIC pela conversão do manejo da matriz de 1 para 2
- $\Delta IIC_{0-2}$ : Aumento da IIC pela conversão do manejo da matriz de 0 para 2

Foi comparada a eficiência de restauração para conectividade funcional, definida por  $\Delta IIC$  para as aves florestais em cenários de restauração de matriz em paisagens com diferente grau de isolamento na Mata Atlântica. Portanto, as hipóteses são de que  $\Delta IIC$  é afetado pelo isolamento e atingirá o seu máximo em níveis intermediários de isolamento. Adicionalmente, comparamos o poder de predição dos modelos utilizando média dos vizinhos mais próximos (MNN) e índice médio de proximidade (MPI)

### 3.5.6. As análises estatísticas

Foram ajustados Modelos Aditivos Mistos Generalizados (GAMM) aos dados de  $\Delta IIC$  para as espécies individualmente, utilizando MNN e Mpi como variável explicativa, considerando efeitos aleatórios das grades.

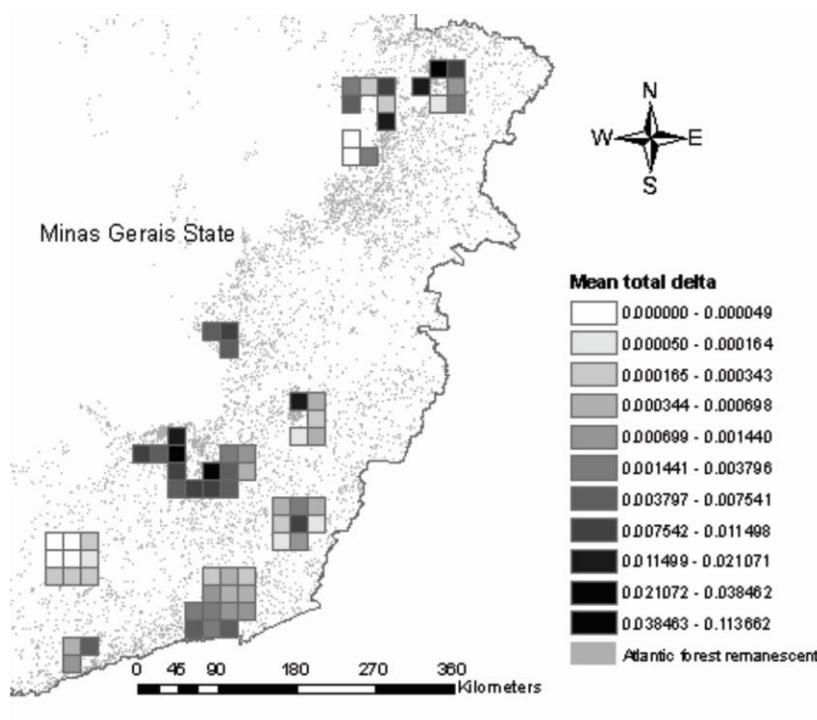


Utilizando o método de Splines como suavizador, GAMM é recomendado para ajuste de modelos não-lineares complexos com dados aninhados ou colinearizados (Zuur et al., 2009). Em um GAMM, o modelador não tem a equação para determinada função, portanto, as análises apenas ajusta um modelo de suavização para os dados. Os GAMM foram rodados no programa R (R Development Core Team, 2009) utilizando os pacotes mgcv e nlme. Os gráficos de valores padronizados versus resíduos ajustados foram inspecionados visualmente. Foi considerado o limiar de significância foi de 0,005

Para comparar o poder de explicação do MNN e MPI utilizamos o critério de seleção de modelos por Akaike (Akaike Information Criterion – AIC ) produzidos pelos GAMM. Utilizou-se o  $\Delta AIC$ , definido como  $AIC_{Mnn} - AIC_{Mpi}$  referente à mesma espécie e o mesmo cenário de conversão. AIC é um tipo de seleção do modelo que mede a perda de informações do modelo ajustado, e tem sido recomendado para a seleção de modelos e competição entre hipóteses em ecologia (Johnson & Omland, 2004). Quanto menores forem os valores da AIC, menor a quantidade de informação que foi perdida pelo modelo ajustado, e melhor explica os dados.

### 3.6. Resultados

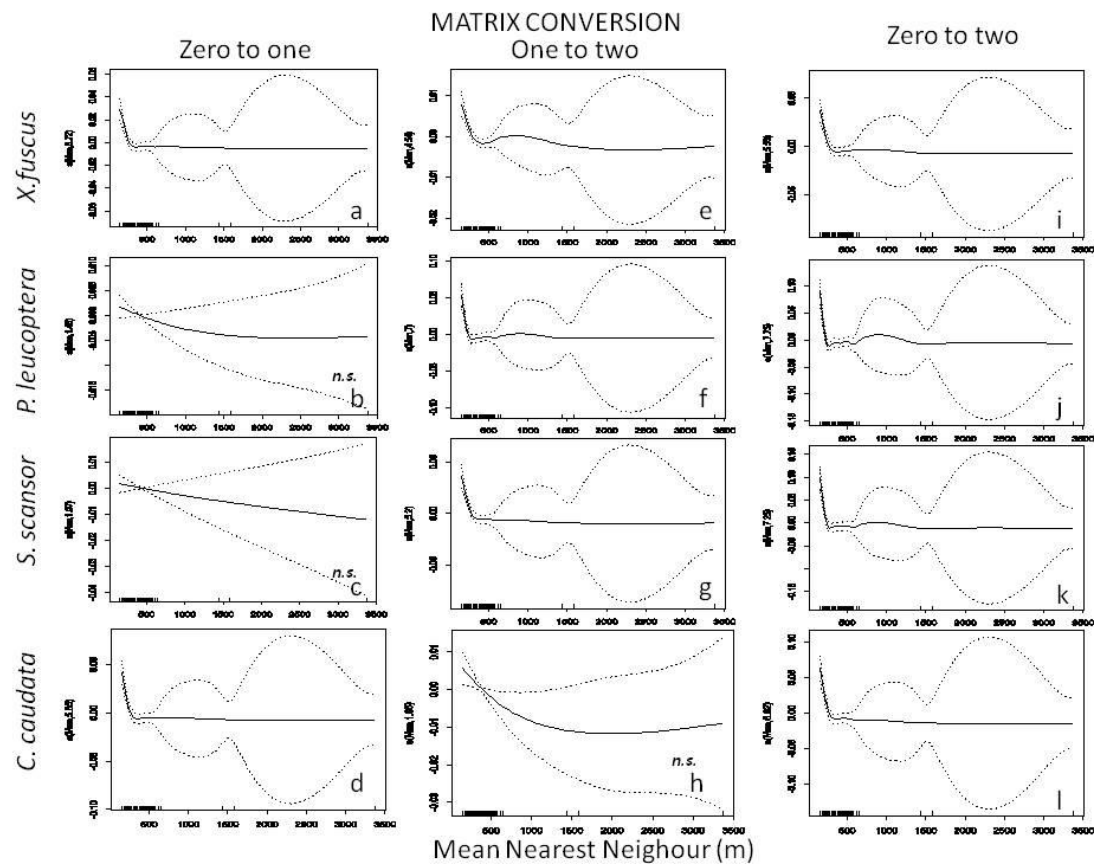
A média de vizinho mais próximo (MNN) foi 451,49 m (dp = 417,90; max = 3372,43 min = 150,62) e o média dos índices de proximidade foi de 274.50 (dp = 841,64; max = 6719,56; min = 0,11) para as 71 grades analisadas. A Figura 4 mostra o  $\Delta IIC$  média total para todas as espécies encontradas em cada grade.



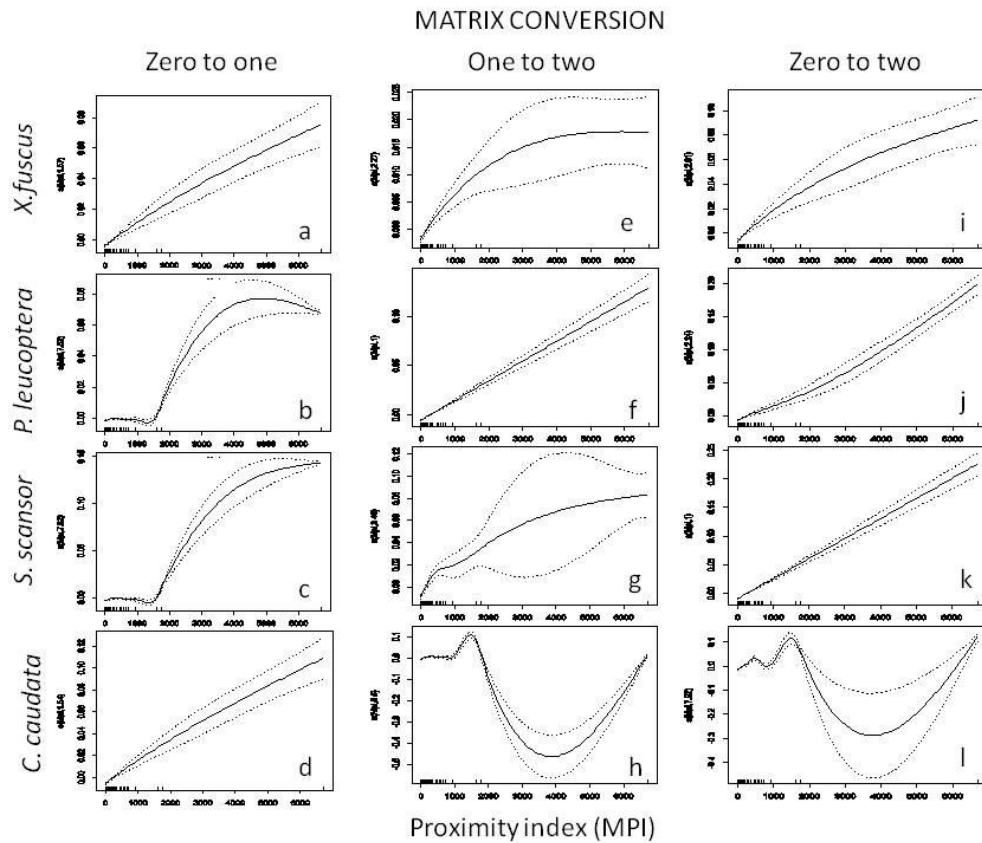
**Figura 4:** Média  $\Delta IIC$  total para cada grade, considerando todos os cenários de conversão e todas as espécies. OS Fragmentos de Mata Atlântica estão em cinza claro.

Modelos ajustados são mostrados na figura 5, para MNN e figura 6 para Mpi. De todos os 24 modelos ajustados, apenas três não foram significativos nos termos de

suavização todos estes utilizando MNN como variável explicativa (Figura 5B, 5.C e 5.H).



**Figura 5:** Ajustes dos modelos GAMM para  $\Delta IIC$  das quatro espécies de aves para os três cenários da matriz de conversão usando MNN como variável explicativa. O Eixo Y é valor de  $\Delta IIC$  (variação em torno  $\Delta IIC$  média). Todos os termos suavizadores foram significativos, exceto para os cenários com “n.s.”



**Figura 6:** Ajuste GAMM para  $\Delta IIC$  as quatro espécies de aves para os três cenários da conversão de matriz usando MPI como variável explicativa. Eixo Y é  $\Delta IIC$  valores ajustados de modo que o zero é a média. Todos os termos suavizadores foram significativos.

O gráfico de resíduos mostrou um padrão, no qual houve uma dispersão ao longo dos valores ajustados mais altos. Apesar disto, a variância de resíduos padronizados em torno do zero pareceu homogênea na maioria dos casos. Como um padrão geral,  $\Delta IIC$  é influenciado negativamente pelo isolamento, portanto, em paisagens com níveis mais baixos de isolamento (Mpi alta e baixa MNN), a restauração da matriz é mais eficaz no aumento da conectividade funcional. Este padrão foi corroborado por todos os modelos com exceção dos referentes a *P. leucoptera*, conversão de 'zero a um'; *S. scansor*, conversão de 'zero a um' e *C. caudata*, conversão "um para dois" usando MNN como variável explicativa, para os quais termos suavizadores não foram significativos. Com relação aos modelos usando Mpi como variável explicativa, dois do total de 12 cenários não seguiram uma relação negativa entre  $\Delta IIC$  e isolamento. Ou seja, os modelos dos cenários *C. caudata*, conversão de "um para dois" e de "zero a dois". A AIC para cada um dos modelos estão na tabela 3.

**Tabela 3:**  $\Delta AIC$  dos modelos utilizando Mnn (média dos vizinhos mais próximos) e Mpi (média do índice de proximidade) para as diferentes espécies e diferentes cenários de conversão

Espécies	Cenário de conversão da matriz	$\Delta AIC$ (AICMpi - AICMnn)
<i>C. caudata</i>	zero para um	65.99
	um para dois	91.91
	zero para dois	94.91
<i>S. scansor</i>	zero para um	383.79
	um para dois	47.89
	zero para dois	383.79
<i>P. leucoptera</i>	zero para um	316.87
	um para dois	117.71
	zero para dois	162.57
<i>X. fuscus</i>	zero para um	59.70
	um para dois	32.72
	zero para dois	55.63

### 3.7. Discussão

O  $\Delta IIC$  (delta do índice de conectividade entre os cenários) variou grandemente entre grades, o que significa que a restauração da matriz deve ter diferentes graus de eficiência em diferentes áreas. O  $\Delta IIC$  se relacionou com métricas de isolamento na maioria dos modelos, especialmente aqueles em que Mpi foi utilizada como variável explicativa. Isto corrobora a primeira hipótese de que  $\Delta IIC$  é uma função de isolamento, e assim pode assistir os gestores e tomadores de decisão na definição as regiões prioritárias para a restauração da matriz. O melhor preditor de  $\Delta IIC$  foi Mpi, uma vez que todos os valores de  $\Delta AIC$  foram positivos. Cabe notar que MNN é uma medida de distância entre manchas, enquanto MPI associa a área à distância entre manchas. Uma vez que IIC também considera área, pode existir algum grau de correlação entre Mpi e  $\Delta IIC$ , embora a maior grau de correlação tendo sido reduzido nos valores de  $\Delta IIC$  (como dois valores são subtraídos da IIC). Portanto, deve haver um pequeno grau de autocorrelação entre Mpi e  $\Delta IIC$  e tal fato pode ter aumentado o poder de explicação dos modelos Mpi em comparação com MNN. Apesar disso, acredita-se que essa influência não tenha enviesado o resultado do presente estudo do ponto de vista ecológico e da conservação, mas uma investigação matemática mais aprofundada é recomendada.

A segunda hipótese, de que os níveis de isolamento intermediários seriam responsáveis por maiores valores  $\Delta IIC$  não foi corroborada pela maioria dos modelos,

com exceção de um cenário (do total de 24). Para  $M_{pi}$ , *P. leucoptera*, cenário de conversão de "zero a um", os valores médios de  $M_{pi}$  se associaram a deltas maiores corroborando nossa hipótese (Fig. 5B). Em geral,  $\Delta IIC$  diminuiu com o grau de isolamento da paisagem, exceto para este último cenário descrito (Fig. 5B), e pelo cenário de conversão "um para dois" (Fig. 6.H), e *C. caudata* "zero para dois" dos cenários (Fig. 6.I).

Portanto, os dados no geral sugerem que a restauração da matriz deve ser mais eficaz para a conectividade funcional em situações em que as manchas de habitat não são muito isoladas umas das outras. Uma possível razão para este padrão pode ser o fato de que o grau de isolamento mínimo das grades serem maior do que os valores em que se esperaria altas taxas de travessia dado o baixo grau isolamento relativo das grades. Em outras palavras, o padrão descrito na figura 1.B não ocorre na Mata Atlântica de Minas Gerais, por causa da configuração da paisagem.

Outra explicação para o efeito negativo de isolamento em  $\Delta IIC$  é que, ao olhar para a figura 2 e aumentando o pool de espécies no que se refere a espécies com baixo poder de dispersão, o máximo  $\Delta IIC$  é atingido em níveis mais baixos de isolamento.

Portanto, se considerarmos espécies que possuem habilidade de dispersão inferior aos "maus dispersores" (mas, superior do que "muito maus dispersores"), a relação entre  $\Delta IIC$  e isolamento deveria seguir uma função de decaimento exponencial negativa. Este padrão foi encontrado para a maioria dos modelos e sugerem que, dadas as capacidades de dispersão e configuração da paisagem,  $\Delta IIC$  é máxima em baixos níveis de isolamento. Apesar disso, o estabelecimento de uma regra geral para prever eficácia de restauração de matriz para a conservação da conectividade funcional é difícil, sendo que uma análise específica para cada espécie, cenários de conversão e de isolamento paisagem é recomendado.

A resposta  $M_{pi}$  à conversão de "um para dois" (Fig. 6.H), e de "zero a dois" (Fig. 6.I) para *C. caudata* apresentou um padrão inverso do que o esperado pela nossa hipótese. Em tais cenários, os níveis mais elevados de  $\Delta IIC$  são encontradas nas extremidades inferiores e superiores da variação de  $M_{pi}$  e em níveis intermediários de  $M_{pi}$ ,  $\Delta IIC$  atinge o mínimo. Isto é particularmente claro para o cenário de conversão "um para dois" (Fig. 6.H), em que o intervalo de confiança de 95% é mais próximo do modelo ajustado. Não possuímos uma explicação para tais padrões e uma investigação mais aprofundada por outros estudos, especialmente no que se refere aos aspectos matemáticos, é sugerida.

Outro aspecto importante do modelo é a baixa precisão dos dados de entrada, uma vez que estes são muito heterogêneos, amostrados por meio de técnicas diferentes e até mesmo medindo diferentes aspectos ecológicos. Por exemplo, utilizamos dados de dispersão, área de vida e territoriais para estimar o limiar de dispersão. Apesar de tal limitação, esperar até que os biólogos de campo colem dados precisos e exatos sobre habilidade de dispersão de espécies pode levar muito tempo, e modeladores devem saber como lidar e fazer previsões utilizando os dados que estão disponíveis (Green et al., 2005; Butler et al., 2007). De acordo com Koenig et al. (1996) os estudos de movimento de animais são sempre enviesados e não se espera que presente trabalho seja diferente. Apesar de não haver dados precisos de habilidades de dispersão das espécies, a Tabela 1 sugere existir um padrão entre as espécies. Por exemplo, o aumento da qualidade da matriz leva a um aumento da distância da dispersão, sendo que tal padrão se repete entre as espécies. Isto sugere que a capacidade de dispersão das espécies nas

matrizes (que é a principal entrada de dado do modelo) foi "internamente validado" (definição após Rykiel, 1996) apoiando os nossos resultados.

Finalmente, outros aspectos ligados à restauração da matriz, diferentes de melhoria da conectividade funcional devem ser considerados para a definição de áreas prioritárias para a restauração da matriz. A qualidade matriz também pode afetar as taxas de extinção através de suplementação de recursos, caracterizado pela utilização de matriz adjacente por espécies florestais para forrageamento (Tubelis et al., 2007; Goulart et al., 2011) Portanto, mesmo que a restauração da matriz não promova a conservação da conectividade funcional, pode beneficiar a biodiversidade de outras maneiras e tal fato deve ser considerado no manejo da paisagem.

### 3.8. Conclusão

Nossos resultados mostram que a eficácia da restauração da matriz varia muito entre as regiões, de modo que em algumas grades esse valor foi zero. Portanto, dada a capacidade de dispersão de espécies e configuração da paisagem, A restauração da matriz de paisagens nestas áreas não teria qualquer efeito sobre  $\Delta IIC$  e, portanto, não têm qualquer contribuição para a conservação de conectividade. Por outro lado, em outras grades, a restauração da matriz aumentou significativamente IIC, contribuindo grandemente para aumentar a conectividade funcional.

O  $\Delta IIC$  é influenciado pelas métricas de isolamento, corroborando nossa primeira hipótese e os resultados podem ajudar gestores priorizar regiões em que a restauração da matriz é mais eficiente. O  $M_{pi}$  possuiu maior poder de previsão do  $\Delta IIC$  do que  $M_{NN}$ , portanto  $M_{pi}$  é mais eficaz na definição de áreas onde matriz restauração é prioritária. A segunda hipótese produzida pelo modelo conceitual não foi corroborada pelo modelo, com exceção de um caso (cenário de conversão de "zero a um", para *P. leucoptera* usando  $M_{pi}$  como variável explicativa). Na maioria das situações, O  $\Delta IIC$  foi maior em níveis inferiores de isolamento. Portanto, a restauração da matriz em paisagens onde manchas de habitat são maiores e mais próximos uma das outras é a melhor opção para conservar a conectividade funcional de aves florestais da Mata Atlântica. Apesar disso, o estabelecimento de uma regra geral de resposta do  $\Delta IIC$  ao isolamento pode desconsiderar a especificidade de cada caso, simplificando excessivamente o fenômeno e levando a manejos não ótimos.

Outro aspecto importante do modelo conceitual, e que pode ter aplicações práticas (embora não tenha sido testado no presente estudo), é o fato de que, teoricamente, os  $\Delta IIC$  não devem ser afetados por isolamento no que se refere aos "muito bons dispersores" e "muito maus dispersores". Portanto, se os limiares de dispersão muito altos ou muito baixos, considerando a variação de isolamento, a restauração da matriz deverá ter pouco ou nenhum efeito sobre a conectividade funcional.

Finalmente, tomadores de decisão e gestores podem usar esses resultados para fazer um manejo da paisagem mais eficiente, em termos de conservação de conectividade funcional. Isto é particularmente importante no domínio da Mata Atlântica, em que um alto grau de fragmentação sugere que o potencial de conservação dos fragmentos médios e pequenos seja urgentemente maximizado. Considerando que o aumento das áreas florestais, através da restauração, é geralmente inviável, manejos que

umentem a conectividade da paisagem e lidem com demandas de produção agrícola, como sistemas agroflorestais, são recomendados.

### 3.9. Referências

- Antongiovanni M, Metzger JP (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conserv* 122(3): 441–451.
- Awade, M. (2009). Padrões de movimentação de uma espécie de aves em paisagens fragmentadas e seus efeitos para a conectividade funcional: uma abordagem hierárquica (Mestrado). São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Awade M, Boscolo D, Metzger JP (2012) Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landscape ecol*, 1–14.
- Beier P, Noss RF (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biol*. 12(6): 1241–1252.
- Butler SJ, Vickery JA, Norris K (2007). Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315(5810): 381.
- Boscolo, D. (2007). Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. (Dissertation) São Paulo: University of São Paulo.
- Boscolo D, Candia-Gallardo C, Awade M, et al (2008) Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 40(3): 273–276.
- Boscolo D, Metzger JP (2009) Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape ecol* 24(7): 907–918.
- Brady MJ, McAlpine CA, Miller CJ, et al (2009) Habitat attributes of landscape mosaics along a gradient of matrix development intensity: matrix management matters. *Landscape ecol* 24(7): 879–891.
- Brandt, 2008 Relatório de Impacto Ambiental do Empreendimento Anglo Ferrus Mineração Minas-Rio.
- Carranza ML, D’Alessandro E, Saura S, et al (2012) Connectivity providers for semi-aquatic vertebrates: the case of the endangered otter in Italy. *Landscape ecol* 1–10.
- Castellon T D, Sieving KE (2006) An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biol* 20(1): 135–145.
- Decout S, Manel S, Miaud C, et al (2012) Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape ecol* 1–13.
- Desrochers A, Hannon SJ (1997) Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biol* 11(5): 1204–1210.
- Develey. (1997). Ecologia de bandos mistos de aves de Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia-Itatins. São Paulo, Brasil (Thesis). São Paulo: University of São Paulo.
- Duca C, Guerra TJ, Marini MÂ (2006) Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic F Atlantic F Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista brasileira de zool* 23: 692-698.

- Durães R, Marini MÁ (2005) A quantitative assessment of bird diets in the Brazilian Atlantic forest, with recommendations for future diet studies. *Ornitologia neotrop*, 16(1), 65–83.
- Elkie P, Rempel RS, Carr AP (1999) *Patch Analyst User's Manual: A tool for quantifying landscape structure*. Thunder Bay, Ontario
- Faria D, Laps RR, Baumgarten J, Cetra M (2006) Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conserv* 5(2): 587–612.
- Ferraz G, Nichols JD, Hines JE, et al (2007) A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science*, 315(5809): 238.
- Ferreira JD, Costa LM, Rodrigues M (2009) Birds of a forest remnant in the Iron Quadrangle of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 9(3), 39–54.
- Fischer J, Lindenmayer DB (2002) The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodiversity conserv* 11(5): 807–832.
- Goulart FF, Vandermeer J, Perfecto I, et al. (2011) Frugivory by five bird species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agroforestry syst*, 1–8.
- Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JP, et al (2005) Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709): 550–555.
- Hansbauer MM, Storch I, Pimentel RG, et al (2008). Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecol* 24(03), 291–299.
- Heinz SK, Wissel C, Conradt L, et al (2007) Integrating individual movement behaviour into dispersal functions. *J theoretical biol* 245(4): 601–609.
- Holyoak M, Casagrandi R, Nathan R, et al (2008) Trends and missing parts in the study of movement ecology. *Proceedings of the National Academy of Sci* 105(49): 19060.
- Johnson JB, Omland KS (2004) Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evol* 19(2): 101–108.
- Koenig WD, Van Vuren D, Hooge PN (1996) Detectability, philopatry, and the distribution of dispersal distances in vertebrates. *Trends in Ecology & Evol* 11(12): 514–517
- Lamb D, Erskine PD, Parrotta JA (2005) Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754): 1628.
- Levins R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA*, 15(3): 237–240.
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton
- Marini AM (2010). Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Studies Neotropical Fauna and Environ* 45(1): 1–10.
- Mesquita E (2004) *Percepções e usos da fauna silvestre pelas comunidades humanas do entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural do Caraça, Catas Altas/Santa Bárbara*. Catholic University of Minas Gerais. Belo Horizonte
- Moguel P, Toledo VM (1999) Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation biol* 13(1): 11–21
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853–858.
- Neto SD, Venturin N (1998) Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no Campus da UFLA. *Revista Brasileira de Biol* 58: 463–472.



- Noss RF (1987). Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biol* 1(2): 159–164.
- Pascual-Hortal L, Saura S (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape ecol* 21(7): 959–967.
- Perfecto I, Vandermeer J (2008) Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sci.* 1134(1): 173–200.
- R Development Core Team (2011) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conserv* 142(6): 1141–1153.
- Robertson OJ, Radford JQ (2009) Gap-crossing decisions of forest birds in a fragmented landscape. *Austral ecol* 34(4), 435–446.
- Ribon R, Lamas IR, Gomes HB (2004) Avifauna da Zona da Mata de Minas Gerais: municípios de Goianá e Rio Novo, com alguns registros para Coronel Pacheco e Juiz de Fora. *Árvore*, 28(2): 291–305.
- Ricketts TH (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am Naturalist*, 158(1): 87–99.
- Rykiel EJ (1996) Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological model* 90(3): 229–244.
- Saura S, Pascual-Hortal L (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Plann* 83(2-3): 91–103.
- Saura S, Torné J (2009) Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Soft* 24(1): 135–139.
- Sekercioglu ÇH, Ehrlich PR, Daily GC, et al (2002) Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sci* 99(1): 263.
- Sick H (1997) *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira. Rio de Janeiro
- Simberloff D, Farr JA, Cox J, Mehlman DW (1992) Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biol* 6(4): 493–504.
- Stotz DF (1996) *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press.
- Stouffer PC, Bierregaard RO (1995) Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecol* 76(8): 2429–2445.
- Stratford JA, Stouffer PC (1999) Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conserv Biol* 13(6), 1416–1423.
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, et al (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571–573.
- Tubelis DP, Lindenmayer DB, Cowling A (2007) Bird populations in native forest patches in south-eastern Australia: the roles of patch width, matrix type (age) and matrix use. *Landscape ecol* 22(7): 1045–1058.
- Urban D, Keitt T (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecol* 82(5): 1205–1218.
- Vandermeer J, Carvajal R (2001). Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American nat* 158(3): 211.

- Vasconcelos MF, Neto D (2009) First assessment of the avifauna of Araucaria forests and other habitats from extreme southern Minas Gerais, Serra da Mantiqueira, Brazil, with notes on biogeography and conservation. *Papéis Avulsos de Zool* 49(3): 49–71.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, et al (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer. Verlag.

## 4. CAPÍTULO 2:

# Efeito da intensificação da matriz agrícola sobre os pássaros endêmicos em uma paisagem da Mata Atlântica: um modelo qualitativo sobre estocasticidade e imigração

### 4.1. Resumo

Compreender como os diferentes tipos de manejo da matriz de paisagem afetam organismos que habitam manchas de habitat natural é crucial para a conservação biológica. Tal fato se dá uma vez que a maior parte da biodiversidade terrestre habita sistemas agrícolas ou fragmentos de habitat inseridos em uma matriz agrícola. Considerando que a maior parte dessas paisagens agrícolas é composta por sistemas intensivos, ou que correm risco de sofrer intensificação agrícola, uma questão relevante para o manejo é: como a intensificação da matriz agrícola afeta a dinâmica populacional de pássaros habitando fragmentos florestais inseridos nesta matriz? O presente capítulo descreve um modelo qualitativo baseado em Teoria Qualitativa dos Processos e implementado através do software Garp3 para responder esta questão. O modelo descreve uma paisagem composta por um fragmento fonte resistente à extinção e um fragmento alvo no qual eventos populacionais estocásticos podem ocorrer. Se a permeabilidade da matriz exceder um dado limiar espécie específico, propágulos provenientes da fonte alcançam o fragmento alvo. A intensificação agrícola afeta a estrutura espacial da matriz e reduz a permeabilidade da mesma para as aves florestais, reduzindo assim o efeito resgate. Além disso, assume-se que algumas espécies podem usar a matriz como um habitat complementar para a alimentação e que o manejo da matriz pode afetar a base de recursos para essas espécies. Os resultados da simulação sugerem que, se a intensificação da agricultura continuar a ocorrer no domínio Mata Atlântica, as populações de espécies sensíveis que habitam pequenas manchas florestais (situação em que se encontra a maioria das populações que habitam remanescentes florestais) serão altamente suscetíveis à extinção local sem futuros eventos de recolonização.

**Palavras-chave:** ecologia da paisagem; conservação de aves; extinção local; metapopulação; efeito de resgate; raciocínio qualitativo.

### 4.2. Introdução

Estudos sobre o efeito da fragmentação na avifauna florestal têm focado o efeito do tamanho do fragmento (Maldonado-Coelho & Marini 2000, Marini 2001, Ribon et al. 2003, Ferraz et al. 2007, Giraudo et al. 2008), grau de isolamento dos fragmentos (Tischendorf et al. 2003, Nol et al. 2005) e influência de corredores (Uezu et al. 2005, Castellon & Sieving 2006). Dessa forma, a maioria dos estudos sobre efeito da fragmentação de habitat nas espécies aborda temas relacionados às características das manchas de habitat ou configuração destas. Por outro lado, a matriz em que manchas de habitat naturais estão inseridas desempenha um papel crucial na dinâmica das

populações que as habitam, afetando o efeito resgate e a base de recursos, influenciando profundamente as dinâmicas populacionais (Tubelis et al. 2004, Antongiovanni & Metzger 2005, Kupfer et al. 2006).

De acordo com Cassaman e Wood (2005), 24% da superfície terrestre é composta por sistemas agrícolas, sendo que McNeely and Scherr (McNeely & Scherr 2003 appud: Perfecto & Vandermeer 2008) estimam que 70% da área terrestre tropical seja composta por sistemas agrícolas, pastagens ou paisagens sujeitas a manejos mistos. Portanto, em escala global, grande parte da matriz que envolve ou contém a biodiversidade é agrícola. Dessa forma, a compreensão de como diferentes tipos de manejo da matriz agrícola afetam as dinâmicas meta-populacionais das espécies que habitam manchas de habitat inseridos na matriz é de extrema importância para a conservação das mesmas (Perfecto et al. 2009, Perfecto & Vandermeer 2010).

Mudanças nas práticas agrícolas nos últimos 30 anos mostram que, como tendência geral, o agroecossistema tem se tornado mais intensivamente manejado. Portanto, a compreensão de como a intensificação do uso da terra afetará espécies que habitam manchas de habitat inseridos em uma matriz agrícola é fundamental para a conservação biológica (Brady et al. 2009). Intensificação da agricultura é o termo genérico dado a mudanças nas práticas agrícolas que começaram após a Revolução Verde e inclui o uso de pesticidas, sistemas de irrigação, mecanização, aumento de tamanho da propriedade e a especialização produtiva (perda de diversidade cultivada) (Altieri 1999), além da redução da heterogeneidade temporal e espacial em várias escalas (Benton et al. 2003). Os impactos da intensificação agrícola sobre a biodiversidade são amplamente reconhecidos, sendo que alguns autores sugerem que esta seja uma das principais ameaças à biodiversidade em escala global (Benton et al. 2003, Donald & Evans 2006).

A maioria dos estudos sobre efeitos da intensificação agrícola nas espécies se referem às populações que habitam o agroecossistema, tendo as aves em regiões temperadas como principal foco (Kreb et al. 1999, Brickle et al. 2000, Ormerod & Watkinson 2000, Chamberlain et al. 2000, Donald et al. 2001, Hole et al. 2002). Por outro lado, considerações teóricas apontam para um profundo impacto da intensificação da matriz sobre as populações que habitam as manchas de habitat natural inseridas na mesma. Portanto, as práticas agrícolas devem ser entendidas além do nível local (do cultivo), mas na escala da paisagem (Donald & Evans 2006, Perfecto & Vandermeer 2010). O domínio Mata Atlântica abrange a parte Sudeste do Brasil e partes do Paraguai e Argentina e é considerado um *hotspot* mundial de conservação (Myers et al. 2000). O desmatamento destruiu grande parte da cobertura florestal desse domínio, de modo que apenas 7% da cobertura original permanece (Ribeiro et al. 2009). A maioria dos fragmentos florestais remanescentes possui tamanho inferior a 50 ha (Ribeiro et al. 2009), o que leva à altas taxas de extinção local de espécies de aves que os habitam (Ribon et al. 2003, Ferraz et al. 2007).

Assim como outros grupos, as aves apresentam grande variação demográfica (Saether & Bakke 2000, Saether et al. 2002). Variações demográficas podem ser causadas por fatores externos como estocasticidade ambiental, predação, fragmentação (Primack e Rodrigues 2001), bem como fatores intrínsecos à população (estocasticidade demográfica) (Lande, 1993). Estocasticidade demográfica é causada pela variações aleatórias nas chances individuais de morte e reprodução em uma população finita. Uma vez que eventos individuais independentes tendem a se estabilizar em grandes

populações, estocasticidade demográfica é particularmente importante em pequenas populações (Harrison 1991). No entanto, a extinção local causada por estocasticidade pode ser compensada pela imigração de propágulos provenientes de outras áreas, caracterizando o efeito resgate (Brown & Brown-Kodric 1977). Assim, a conectividade de paisagens é um elemento vital para a (re)colonização e conservação da biodiversidade de espécies em paisagens fragmentadas (Taylor et al. 1993).

Passeriformes especialistas que habitam o sub-bosque florestal são particularmente afetados pela fragmentação (Stratford & Stouffer 1999). A razão para esta sensibilidade é principalmente a baixa capacidade de dispersão que se dá pela relutância em atravessar áreas abertas (Desrochers & Hannon 1997, Bélisle & Clair 2002). Esta característica restringe a imigração em pequenos fragmentos, tornando as populações propensas à extinção local, sem futuras recolonização (Sekercioglu et al. 2002). Portanto, as ações de conservação que objetivam a conservação pássaros insetívoros de sub-bosque, podem, por conseguinte, conservar guildas menos sensíveis (Castellón & Sievings 2006). Utilizando o jargão ecológico, tais espécies podem ser consideradas espécies "guarda-chuva" (Primack & Rodrigues 2001).

A fim de simular como a intensificação da matriz agrícola pode afetar aves florestais dada a sua sensibilidade às variações de estocasticidade e imigração, usamos uma técnica de modelagem que é apropriada para lidar com dados disponíveis para as espécies estudadas. O Raciocínio Qualitativo (RQ) é uma área da Inteligência Artificial que cria representações de aspectos contínuos do mundo, que dá suporte ao raciocínio com muito pouca informação, veja a edição especial de RQ no periódico *Ecological Informatics*, 4 (5-6): 261-412. A pesquisa em Raciocínio Qualitativo é o resultado de diferentes abordagens de modelagem (Weld & de Kleer 1990), a maioria deles, incluindo um conjunto de dependências que capturam relações causa-efeito entre grandezas. O programa Garp3 usa esse tipo de raciocínio para construir modelos de simulação (Bredeweg et al. 2009).

No raciocínio qualitativo, as relações entre as quantidades incluem dependências causais de dois tipos: as influências diretas (I + e I-) e proporcionalidades qualitativas (P + e P-) (Forbus 1984). Influências diretas representam processos que são a causa inicial de mudança nos sistemas. Os efeitos dos processos são propagados por meio de proporcionalidades para o resto do sistema. Os valores numéricos das quantidades são abstraídos a fim de representar seus estados quantitativos. Em modelos qualitativos, estas áreas de valor são incluídas nos chamados espaços quantitativos (Salles e Bredeweg 2006). Espaços quantitativos são compostos por pontos intercalados por intervalos, de modo que os pontos são valores específicos (ex.: médias, zero e valores limiares) e intervalos que são espaços de valores incertos entres os pontos (Bredeweg et al. 2009). Este método é uma ferramenta valiosa em ecologia, porque suporta o raciocínio com os dados de baixa resolução (Salles & Bredeweg 2003). Dado que os conhecimentos sobre os sistemas ecológicos são muitas vezes incompletos, incertos, escassos, empíricos e não-formalizados, esta técnica tem sido usada com sucesso para resolver problemas ecológicos (Salles & Bredeweg 2006).

A aplicação do raciocínio qualitativo para responder questões ecológicas e de conservação incluem temas como restauração de corpos d' água (Salles et al. 2006), a proliferação de algas em ambientes aquáticos (Cioaca et al. 2009), pesca sustentável (Zitek et al. 2009), o impacto hidrovía sobre a fauna e flora aquáticas (Goulart & Saito 2012), tomada de decisão individual sobre cópulas extrapar em espécies de aves (Dias

& Salles 2009) e aprendizado sobre conceitos ecológicos (Nuttle & Bouwer 2009). No caso de dispersão de animais, os dados são ainda mais imprecisos (Holyoak et al. 2008) e, na região tropical, até mesmo contraditórios (Marini 2010, Hansbauer et al. 2008). Este capítulo descreve o um modelo de raciocínio qualitativo para explicar como a intensificação matriz agrícola afetará quatro espécies de aves em uma paisagem de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Mais especificamente, o capítulo se propõe a responder a seguinte pergunta: Como a intensificação da agricultura da matriz de paisagem da Mata Atlântica afeta quatro espécies de pássaros de sub-bosque endêmicos que habitam pequenas manchas florestais que sofrem variações populacionais aleatórias?

### 4.3. Métodos

#### 4.3.1. Descrição da paisagem

Dinâmica metapopulacionais podem variar a partir de uma estrutura clássica em que várias subpopulações de mesma magnitude de tamanho interagem por meio da migração em um modelo continente-ilha. Ou seja, é assumido que uma subpopulação resistente à extinção (continente) emite propágulos que eventualmente atingem pequenas manchas de habitat adjacentes (Harrison, 1991). Pullian (1988) descreve uma paisagem em que existe uma mancha de alta qualidade e manchas periféricas com baixa qualidade de habitat. No presente modelo, descrevemos uma situação do tipo Continente-ilha, mas usamos o termo "fonte-alvo" para diferir de modelos insulares que consideram uma matriz estática, bem como a divergir da descrição de Pullian, uma vez que assumimos que as manchas possuem a mesma qualidade. O presente modelo descreve uma paisagem teórica em que a *Fonte de espécies* (>100 ha) é um grande fragmento florestal e *Fragmento florestal alvo* (10 a 20 ha) é um pequeno fragmento de floresta adjacente. Ambos os fragmentos se encontram em estágio avançado de sucessão e possuem alta qualidade de habitat para as quatro espécies. Devido ao seu tamanho, assume-se que a *Fonte de espécies* seja resistente à extinção, uma vez que as taxas de extinção das espécies alvo em fragmentos dessa magnitude são relativamente baixas (Ribon et al. 2003). Ambos os fragmentos florestais estão inseridos em um agroecossistema, a matriz agrícola; sendo a distância entre os fragmentos entre 300m e 800m, que é uma configuração paisagística comum no contexto da Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009). A matriz é inicialmente composta por cultivos não intensivos, como sistemas agroflorestais, mais especificamente policulturas tradicionais (definição de Moguel & Toledo 1999) e quintais agroflorestais (Goulart et al. 2011).

#### 4.3.2. Características das espécies

Quatro espécies de aves passeriformes endêmicas da Mata Atlântica foram escolhidas para este estudo: *Chiroxiphia caudata* (Pipridae), *Pyriglena leucoptera* (Formicariidae), *Sclerurus scansor* (Furnariidae), *Xiphorhynchus fuscus* (Dendrocolaptidae). Com exceção de *C. caudata*, que é um omnívoro de sub-bosque médio, todas as outras espécies são insetívoras de sub-bosque (Sick, 1997). Estas são algumas das espécies mais conhecidas na Mata Atlântica, de modo que seria impossível construir este tipo de modelos para outras espécies, considerando os dados ornitológicos disponíveis. Uma descrição detalhada das espécies é apresentada no Capítulo 1.

### 4.3.3. Descrição do modelo

O modelo possui oito entidades: *Intensificação agrícola*, *Matriz agrícola*, *Fonte de Espécies*, *Fragmento florestal alvo*, *Sclerurus scansor*, *Pyriglena leucoptera*, *Chiroxiphia caudata*, *Xiphorhynchus fuscus*. Dois agentes externos foram modelados: *Imigrantes* e *Eventos estocásticos*. Entidades agentes, definição básica das variáveis usadas e espaços quantitativos está mostrado no Apêndice 2. A entidade de cada espécie está associada a *Taxa de variação da subpopulação*. O espaço quantitativo da variável *N subpopulacional* é composto por Máximo, Grande, Médio, Pequeno e Zero, de modo que Grandes e Pequeno são intervalos e Médio, Zero e Máximo são pontos. O valor Máximo representa a capacidade de suporte da subpopulação na mancha florestal e Zero representa extinção local. A *Permeabilidade estrutural* é composta pelo espaço quantitativo: Máximo, Muito alto, Alto, Médio, Baixo, Muito baixo e Zero. A *Permeabilidade estrutural* representa a estrutura da matriz no que se refere a facilitação ou restrição do fluxo de propágulos através da mesma, de modo que espécies diferentes respondem de forma diferente a esta variável. Por exemplo, *C. caudata* é uma espécie muito vágil, de modo que se assume que propágulos de Fonte sempre alcançam o Fragmento alvo, independentemente do valor da Permeabilidade estrutural. Assim, *C. caudata* geralmente apresenta uma dinâmica do tipo população heterogênea (*patchy population*) (*sensu* Harrison 1991), diferentemente de estrutura de metapopulação, propriamente dita (Marini 2010). *S. scansor* foi considerada aqui como a espécie com menor mobilidade. As outras espécies são consideradas como tendo uma resposta intermediária (limiar de permeabilidade estrutural igual ao valor Médio). A forma com que a migração é afetada pela permeabilidade da matriz é representada na Tabela 1.

**Tabela 1:** Efeito da permeabilidade da matriz nas diferentes espécies.

Espécies	Condição (Se permeabilidade estrutural...)	Efeito na taxa de variação da subpopulação
<i>C. caudata</i>	-----	Sim
<i>P. leucoptera</i>	... for maior do que Baixo	Sim
	... for menor do que Baixo	Não
<i>C. lineata</i>	... for igual ou maior do que Baixo	Sim
	... for menor do que Baixo	Não
<i>X. fuscus</i>	... for igual ou maior do que Alto	Sim
	... for menor do que Alto	Não
<i>S. scansor</i>	... for igual ou maior do que Alto	Sim
	... for menor do que alto	Não

Todas as figuras apresentadas a seguir foram produzidas automaticamente pelo Garp3. Assume-se que *Eventos estocásticos* no *Fragmento florestal alvo* é uma variável aleatória que se varia de Zero ao Máximo (Zero, Pequeno, Médio, Grande e Máxima). Para as espécies menos sensíveis (*C. caudata* e *P. leucoptera*), se *Eventos estocásticos*

for maior do que o valor Médio, tal variável afeta negativamente *Taxa de variação Subpopulação*. Para espécies de sensibilidade moderadamente alta (*X. fuscus*), a influência negativa dos *Eventos estocásticos* é ativada se o valor deste for maior ou igual à Médio. Finalmente, *S. scansor*, uma espécie muito sensível, é sempre afetada negativamente por *Eventos estocásticos*, independente os seus valores (Tabela 2). Além disso, considera-se que *P. leucoptera* e *C. caudata* se alimentem na matriz (suplementação na matriz) se *Abundância de insetos* e a *Disponibilidade de frutos* forem iguais ou superiores a Médio.

**Tabela 2:** Efeito dos *Eventos estocásticos* nas diferentes espécies habitando o *Fragmento florestal alvo*.

<b>Espécies</b>	<b>Condição (Se <i>Eventos estocásticos</i> forem...)</b>	<b>Efeito na taxa de variação das subpopulações</b>
<i>C. caudata</i>	...for igual ou maior do que Médio	Sim
	... for menor do que Médio	Não
<i>P. leucoptera</i>	...for igual ou maior do que Médio	Sim
	...for menor do que Médio	Não
<i>C. lineata</i>	...for igual ou maior do que Médio	Sim
	...for menor do que Médio	Não
<i>X. fuscus</i>	...for igual ou maior do que Médio	Sim
	...for menor do que Médio	Não
<i>S. scansor</i>	-----	Sim

No que diz respeito às relações que ocorrem na *Matriz agrícola*, a *Densidade e riqueza de árvores* afeta positivamente a *Disponibilidade de frutos* e afeta negativamente a *Incidência de luz*. *Heterogeneidade entre-cultivos* afeta positivamente a *Abundância de insetos* e *Permeabilidade estrutural*. Além disso, a *Complexidade vertical* e *Densidade e riqueza de árvores* afetam positivamente a *Permeabilidade estrutural* da *Matriz agrícola*, uma vez que estas características são conhecidas por facilitar os movimentos aves de subbosque através da matriz (Antongiovanni & Metzger 2005, Boscolo et al. 2008). A *Incidência de luz* influencia negativamente a *Permeabilidade estrutural*, pois muitas espécies de aves de interior florestal possuem comportamento "fotofóbico" (Sick 1997), portanto, a o aumento da *Incidência de luz* diminui os movimentos de aves através da *Matriz agrícola*. Para uma descrição detalhada do modelo, ver o manuscrito no apêndice da tese.

## 4.4. Resultados

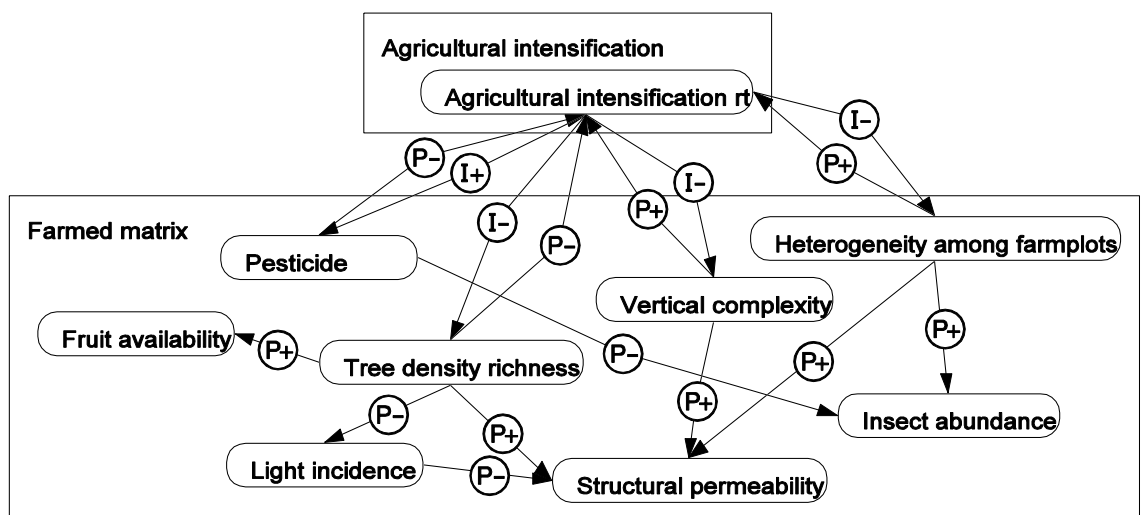
### 4.4.1 Cenários

A versão atual do modelo possui cenários para executar nove simulações, cinco em que matriz cultivada é submetida à intensificação agrícola e quatro em que práticas não intensivas são mantidas. Um dos cenários de manejo intensivo verificou a



influência da intensificação nas variáveis da *Matriz agrícola*. Os outros quatro cenários submetidos a ambos os tratamentos (intensivo e não intensivo) são iguais ao primeiro, mas envolvem adicionalmente os fragmentos florestais e as espécies individualmente. Todas as simulações começam com um cenário inicial no qual a *Permeabilidade estrutural* é Máxima, a *Incidência de luz* é Médio, *Riqueza e densidade de árvores* e é Máxima, *Pesticidas* é Zero, a *Complexidade vertical* é Máxima, a *Disponibilidade de frutos* é Máxima, a *Abundância de insetos* é Médio e *Heterogeneidade entre-cultivos* é Máximo. Quanto às simulações em que espécies de pássaros estão incluídas, no cenário inicial a variável *Taxa de migração* é Positiva, *Quantidade propágulos* é Grande, *Eventos estocásticos* é Médio e *Taxa de variação subpopulação* é Zero. Nas simulações em que as espécies de aves são incluídas, nos cenários iniciais a taxa de Migração é positiva, *Quantidade de propágulos* é Grande, *Eventos Estocásticos* são Médio e *Taxa de variação da população* é Zero. *N subpopulacional* é assumido inicialmente como tendo o valor Médio, exceto para *S. scansor*, que começa com o valor Pequeno.

A Figura 1 representa o modelo causal obtido após o primeiro estado da simulação do cenário "intensificação da agricultura afeta matriz agrícola".



**Figura 1:** Modelo causal produzido a partir de simulações preliminares mostrando o efeito da Intensificação agrícola na Matriz agrícola.

Em relação aos cenários em que espécies de aves e manchas florestais são incluídas, no cenário inicial a *Taxa de migração* é positiva, *Quantidade de propágulos* é Grande os *Eventos estocásticos* são Médio, a Taxa de variação subpopulação é Zero e *N subpopulacional* é Médio. *Taxa de migração* começa no positivo, *Quantidade de propágulos* associada com a Fonte spp. é grande. A Figura seis representa o cenário inicial, na qual a intensificação Agricultura afeta *Chiroxiphia caudata* que habitam a Fragmento florestal alvo que eventualmente, é submetido a *Eventos estocásticos* e chegada de propágulos. Foi atribuído um comportamento exógeno à quantidade *Eventos estocásticos* que é representado com um ponto de exclamação na figura 2. A Figura 3 é o modelo causal produzido a partir do primeiro estado da simulação deste cenário. A Figura 4 representa o cenário inicial, na qual práticas não intensivas são mantidas e a influência destas sobre a dinâmica metapopulacionais de *Sclerurus scansor* (*Eventos estocásticos* e influxo de indivíduos) é simulada. Neste cenário, utilizam-se os pressupostos "Pressupõe que *Complexidade vertical, Heterogeneidade espacial, Densidade e riqueza de árvores e pesticidas* correspondem" e "Pressupõe que a

complexidade Vertical define derivada da Abundância de insetos". Esta última hipótese foi usada para reduzir o número de estados da simulação.

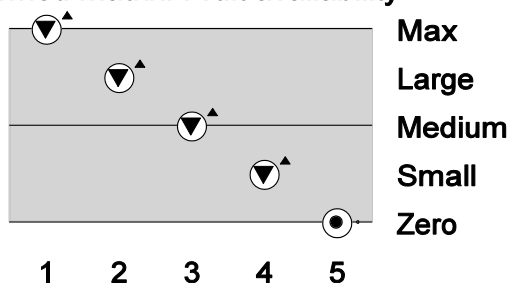
#### 4.4.2. Simulações gerais

A Figura 2 (a-i) mostra os diagramas de valor histórico de oito variáveis incluídas na simulação sobre o único caminho comportamental possível [1,2,3,4,5]. A Intensificação agrícola conduz a uma diminuição da *Heterogeneidade entre cultivos*, a *complexidade Vertical*, *Densidade e riqueza de árvores*, *Abundância de insetos*, *Abundância de frutas* e *Permeabilidade estrutural*. Por outro lado, a intensificação conduziu a um aumento do risco de *Predação*, *Pesticidas*, e *Incidência de luz*.

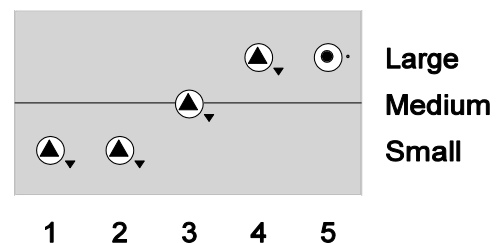
Nas simulações em que as espécies florestais e fragmentos florestais estão incluídos, as variáveis associadas à matriz agrícola seguem o mesmo padrão da simulação descrito na Figura 2, enquanto que as situações em que práticas não-intensivas são mantidas, os valores destas variáveis são mantidos no mesmos valores do primeiro estado (estado 1). *Pesticida* é mantido em zero, e *Heterogeneidade entre cultivos*, *Densidade e riqueza de árvores*, *Disponibilidade de frutos*, a *Permeabilidade estrutural* e a *Complexidade vertical* são mantidos no máximo ao longo das simulações. *Incidência de luz* é mantida em valor pequeno e *Risco de predação* é mantido em médio.

As simulações a seguir irão avaliar a influência de variáveis da matriz sobre a persistência das espécies no *Fragmento florestal alvo*, comparando os cenários de uso intensivo e não intensivo. Segue os resultados do efeito da intensificação da matriz agrícola nas espécies:

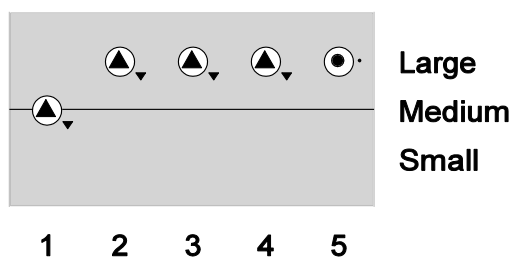
**Farmed matrix: Fruit availability**



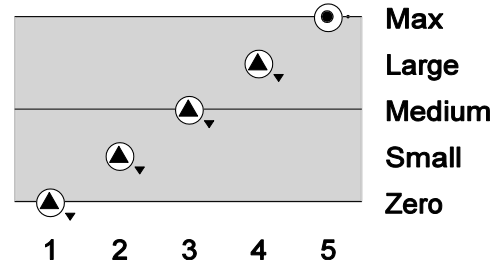
**Farmed matrix: Light incidence**

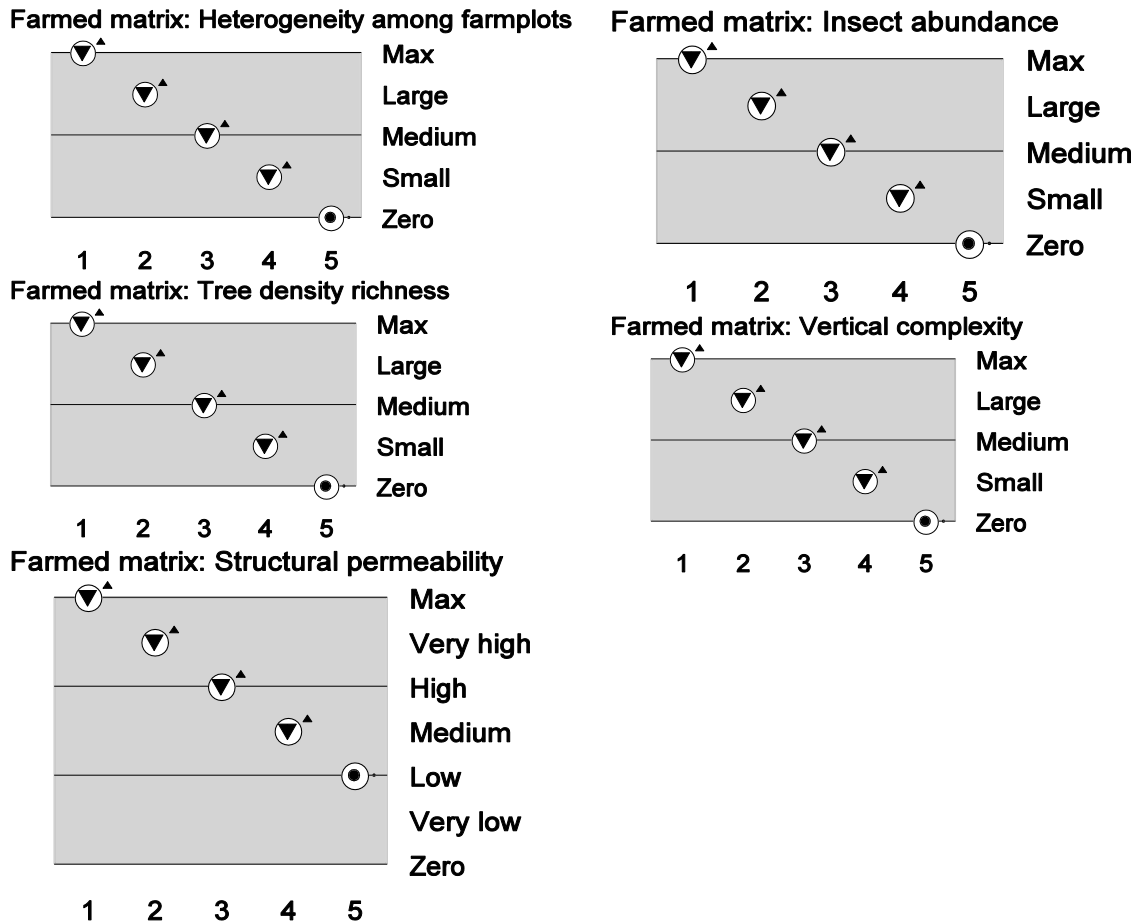


**Farmed matrix: Predation risk**



**Farmed matrix: Pesticide**

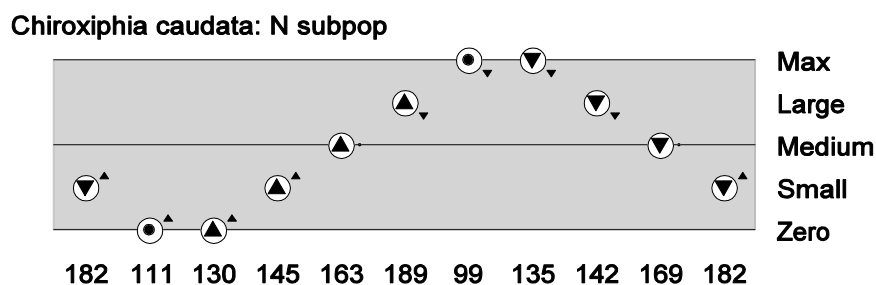




**Figura 2:** História de valores selecionados da simulação do cenário "intensificação agrícola afeta as variáveis associadas matriz" Os números abaixo dos diagramas mostram a sequência do caminho comportamental, símbolos dentro dos círculos branco se referem à derivada de primeira ordem (direção da mudança) e símbolos menores à direita dos círculos se referem à derivada de segunda ordem (valor da derivada no próximo estado)

#### 4.4.3. *Chiroxiphia caudata*

A simulação do cenário "*C. caudata* habita um fragmento de Floresta inserido em uma matriz agrícola, submetidas a intensificação agrícola" produziu um total de 203 estados, sendo nove iniciais. Por exemplo, no caminho [182,11,130,145,163,189,99,135,142,169,182], *N subpopulacional* decresce do valor Máximo (capacidade de suporte) a Zero, seguido de eventos de recolonização (Figura 3).

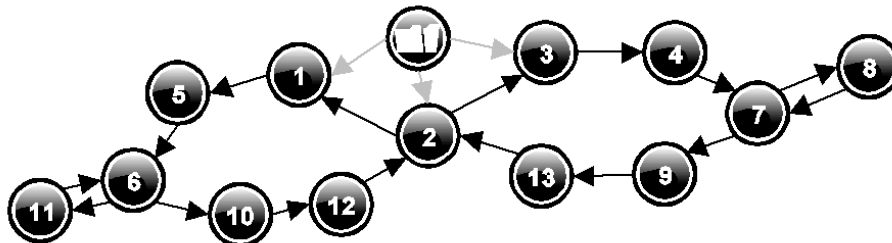


**Figura 3:** Variações no Nsubpopulacional de *C. caudata* no cenário em que a matriz é submetida à intensificação agrícola.

Tais ciclos ocorrem uma vez os Eventos estocásticos são mantidos em valores Muito grande ao longo do caminho, levando a um declínio na *Taxa de variação N subpopulação*. Por outro lado, a *Quantidade propágulos* associados com a *Fonte spp.* vai afetar positivamente a *Taxa de variação do N populacional*. Em outro caminho, o N subpopulacional estabiliza no máximo.

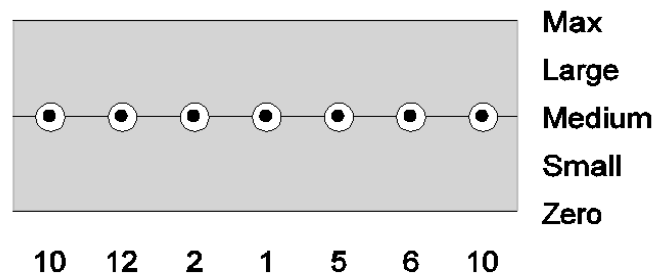
Por outro lado, a simulação do cenário "*C. caudata* habita um fragmento de Floresta incorporado em uma matriz agrícola na qual agricultura não intensiva é mantida", produzido três estados iniciais e um total de 13 estados (Figura 4a). Os diagramas história de valores mostram a estabilização do N subpopulacional no cenário não intensivo em valores Médios, em todos os caminhos comportamentais possíveis, tal como a é mostrado na Figura 4b.

A)



B)

Chiroxiphia caudata: N subpop



**Figura 4:** Diagrama de comportamento (A) da simulação dos efeitos da intensificação agrícola na subpopulação de *C. caudata*, mostrando todos os possíveis caminhos e (B) história de valor associado ao caminho [10, 12, 2, 1, 5, 6, 10].

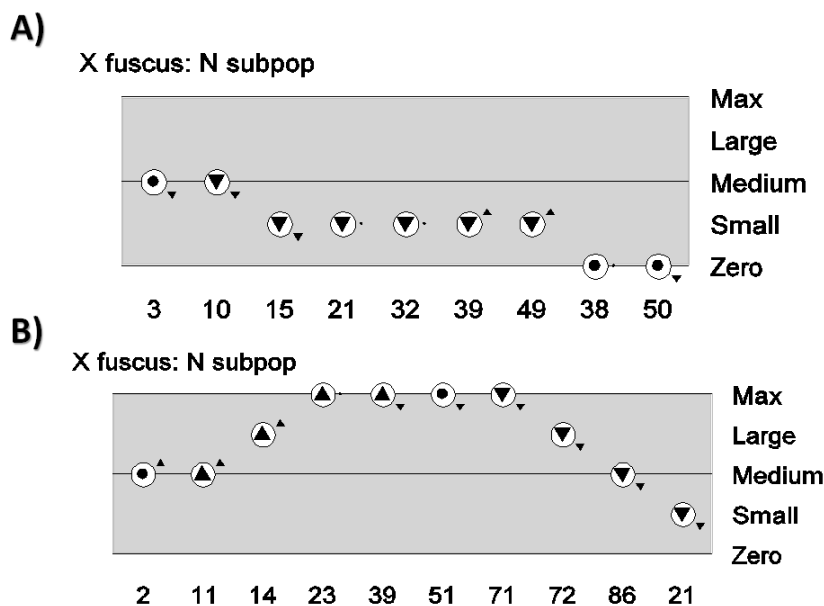
#### 4.4.4. *Pyrglana leucoptera*

A Simulação completa do cenário "*P. leucoptera* habita um fragmento de Floresta inserido em uma matriz agrícola, submetida a intensificação agrícola" produziu nove estados iniciais e um total de 137 estados. *N Subpopulacional* estabiliza no Máximo, bem como demonstrou ciclos de extinção/recolonização. A simulação do cenário "*P. leucoptera* habita um fragmento de Floresta inserido em uma matriz agrícola na qual

práticas intensivas não são mantidas " representaram três estados iniciais e 13 finais. Em todos os caminhos possíveis, o  $N$  subpopulacional estabiliza em valores Médios.

#### 4.4.5. *Xiphorhynchus fuscus*

A simulação do cenário "*X. fuscus* habita um fragmento de Floresta inserido em uma matriz agrícola submetida a intensificação agrícola" resultou em cinco cenários iniciais e 72 estados totais. Figura 9a mostra que, em um caminho selecionado,  $N$  subpopulacional estabiliza em Zero (extinção local). Neste caminho comportamental, os *Eventos estocásticos* são mantidos Muito grande. Outra possibilidade é estabilizar no Máximo, Pequeno, ou apresentar ciclos de extinção/recolonização. A simulação do cenário "*X. fuscus* habita um fragmento de Floresta inserido em uma matriz agrícola em que não práticas intensivas são mantidas" resultou em cinco estados iniciais e 110 totais. A Figura 9b mostra a história valor do  $N$  subpopulacional associado a um caminho comportamento selecionado. A estabilização do  $N$  subpopulacional ocorreu em valor Pequeno e Máximo. Ciclos de extinção/recolonização também estavam presentes.

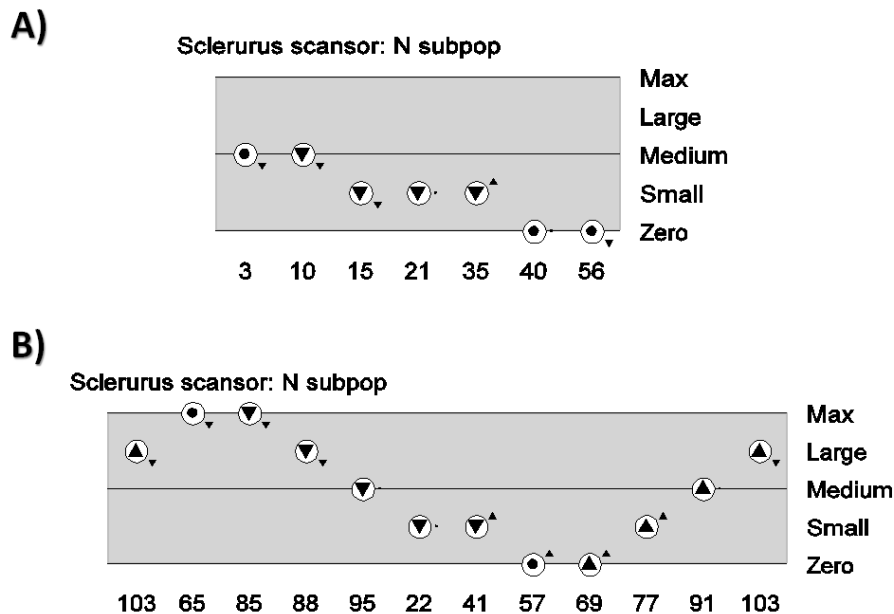


**Figura 5:** História de valores produzidos a partir da simulação dos cenários (A) "*X. fuscus* habita o fragmento florestal inserido em uma matriz agrícola sujeita a intensificação" e (B) e "*X. fuscus* habita o fragmento florestal inserido em uma matriz agrícola na qual práticas não intensivas são mantidas"

#### 4.4.6. *Sclerurus scansor*

A simulação do cenário de "*S. scansor* habita um fragmento de Floresta inserido em uma matriz agrícola, submetidas a intensificação agrícola" resultou em cinco estados iniciais e 88 totais. Neste cenário,  $N$  subpopulacional estabiliza em Máximo, Pequena (Figura 6a) Zero e apresentou ciclos extinção/recolonização. Em relação à simulação do cenário "*S. scansor* habita um fragmento de Floresta inserido em uma matriz agrícola,

na qual práticas não intensivas são mantidas" resultou em três estados iniciais e 114 no total. As principais tendências do *N subpopulacional* no cenário não intensiva é a estabilização valores Pequeno e Máximo e em ciclos de colonização/recolonização (Figura 6a, 6b).



**Figura 6:** História de valores produzidos a partir da simulação dos cenários (A) "*X. fuscus* habita o fragmento florestal inserido em uma matriz agrícola sujeita a intensificação" e (B) e "*X. fuscus* habita o fragmento florestal inserido em uma matriz agrícola na qual práticas não intensivas são mantidas".

#### 4.4.7. Discussão

Nos cenários de manejo intensivo, *N subpopulacional* associado a *C. caudata* e *P. leucoptera* estabiliza em valores Máximos ou apresentam ciclos de extinção/recolonização, enquanto no cenário em que práticas não intensivas são mantidas, esta variável estabiliza em Médio. Assim, a intensificação agrícola levou a instabilidade nas subpopulações de *C. caudata* e *P. leucoptera* que habitam o Fragmentos florestal alvo. Apesar disto, *N sub-populacional* pode estabilizar em níveis mais elevados (Máximo) no cenário intensivo, em comparação com não-intensivo, que é um padrão inesperado porque ambas as espécies forrageiam na matriz e espera-se que a diminuição na recurso alimentar afete negativamente as subpopulações. Portanto, o modelo indica que a intensificação da agricultura pode induzir ciclos de extinções e recolonização em populações de *C. caudata* (Figura 3) e *P. leucoptera*, que seriam mantidas estáveis se práticas não intensivas fossem mantidas. A resposta destas espécies foram basicamente a mesma, apesar das diferenças das entradas de dados (assume-se que *C. caudata* é mais do que vágil *P. leucoptera*, ver Tabela 4).

As subpopulações de *X. fuscus* de *S. scansor* também mostraram padrões semelhantes entre os cenários intensivos e não intensivos. No cenário intensivo, *N subpopulacional* estabiliza no Máximo, Pequeno, Zero (Figura 5a. e 6b), e mostra de

ciclos de extinção/colonização, enquanto no cenário não intensivo, todas essas tendências foram possíveis, exceto para o padrão de extinção local ( $N$  *subpopulacional* igual a Zero). O modelo indica que a intensificação da agricultura leva à extinção local, sem eventos de recolonização posteriores em populações de *X. fuscus* e *S. scansor* (Figura 5a e 6a), que sofreriam ciclos de extinção/recolonização em cenários de manejo não-intensivo da matriz.

Apesar disso, existem algumas diferenças nas respostas de *X. fuscus* e *S. scansor* que possuem importância ecológica. Nos cenários de agricultura intensiva, a extinção ( $N$  *subpopulacional* estabiliza-se em Zero) ocorreu após oito estados para *X. fuscus* (Fig. 5.a) e seis estados para *S. scansor* (Fig. 6a). Isto indica que existe atraso na extinção de ambas as espécies, em resposta à intensificação da matriz, e que esta latência é menor para *S. scansor*, em comparação com *X. fuscus*. A latência dos declínios nas respostas das populações à destruição do habitat foi indicado por modelos (Tilman et al, 1994), e foram validados por estudos empíricos (Kuussaari et al, 2009;. Metzger et al, 2009; Vellend et al, 2006). Mais especificamente, estudos de modelagem qualitativa mostraram que existe uma latência na resposta das espécies à intensificação agrícola da matriz, e que tal latência deve ser maior nas espécies que utilizam fragmentos de habitat, em comparação com espécies que usam o agroecossistema (Goulart et al., 2010).

Os resultados do presente modelo indicam que as populações de *X. fuscus* e *S. scansor* podem sofrer extinção locais futuras sem posterior recolonização, de modo que muitas populações que ainda existem em pequenos fragmentos, inseridos em uma matriz de agricultura intensiva, ainda permanecem porque tais populações não "pagaram o seu débito ecológico". Débito ecológico é definido como o número de indivíduos ou a porcentagem da população prevista para extinguir-se após uma mudança de habitat (Kuussaari et al., 2009). O fato do débito ecológico não ter sido pago, significa que a população não chegou a um equilíbrio e que está respondendo à estrutura da paisagem passada. Tal fato possui sérias consequências para a conservação destas espécies, uma vez que a presença destas em pequenos fragmentos pode ser temporária no longo prazo. Apesar disso, o tempo exato desse atraso é desconhecido e estudos empíricos devem ser realizados para avaliar esta questão. Portanto, os resultados do modelo indicam que a presença de *X. fuscus* e *S. scansor* em pequenos fragmentos de mata inseridos em uma matriz de manejo intensivo, como relatado por Neto (1998), podem ser susceptíveis à extinção local (sem futura recolonização) nos próximos anos. *X. fuscus* também é encontrado em pequenos fragmentos florestais inseridos em matriz de agricultura intensiva (Piratelli et al. 2008) e essas populações também podem sofrer extinção local em um futuro próximo. Dessa forma, a intensificação da agricultura pode atuar indiretamente, reduzindo o efeito resgate e tornando a população mais suscetível a eventos de extinção local. Ademais, a intensificação agrícola pode ter efeitos diretos sobre o comportamento de suplementação de *C. caudata* e *P. leucoptera*.

O modelo foi bem sucedido em resolver o problema proposto, mas há algumas restrições. Alguns diagramas de história de valores (por exemplo, Fig. 5b), especialmente de eventos estocásticos e variáveis  $N$  *subpopulacional* mostram que, mesmo sendo em seu nível mais alto, apresentam derivadas com valores positivos, que é fisicamente impossível. Isso aconteceu por causa do comportamento aleatório da variável de eventos estocásticos e seu efeito sobre a *Taxa de variação do N subpopulacional*, de modo que seria impossível usar comportamentos aleatórios

exógenos sem ter tais problemas. Estamos cientes de que essa é uma restrição, mas sugerimos que os resultados, do ponto de vista ecológico, seriam semelhantes.

#### **4.5. Trabalhos relacionados e o potencial de raciocínio qualitativo**

Vários modelos sobre como as características da matriz afetam a dispersão de animais têm sido propostos na literatura (Vandermeer & Carvajal, 2001, Gustafson & Gardner 1996, Gardner & Gustafson, 2004, Revilla et al. 2004), mas comparar estes resultados com os do presente estudo é difícil porque estes utilizaram técnicas de modelagem diferentes, diferentes espécies-alvo e analisam outros parâmetros não abordados no presente estudo. Por outro lado, os modelos sobre os impactos da intensificação agrícola geralmente enfocam espécies que habitam o agroecossistema (por exemplo, Benton et al. 2003, Benton 2007, Butler et al. 2007), mas não analisam como a intensificação da matriz afeta a dispersão. Green e colaboradores (2005) propuseram um modelo descrevendo uma paisagem dinâmica composta por áreas cultivadas e não cultivadas (*set-aside*), assumindo um balanço entre a produção agrícola e a densidade de uma dada espécie em ambas as áreas (Green et al. 2005). Os autores assumem que não existe qualquer relação entre as áreas agrícolas e fragmentos de habitat (como a migração), sendo que tal pressuposto tem sido objeto de críticas (Vandermeer & Perfecto 2005, Perfecto & Vandermeer 2010, Goulart et al. 2009). No presente trabalho assume-se que a intensificação da agricultura não vai levar à perda de floresta, que é obviamente uma super-simplificação, uma vez que a intensificação muitas vezes leva ao desmatamento e à perda de habitat (Anglesen & Kaimowitz 2001, Bélanger & Grenier 2002). Assim, o impacto da intensificação agrícola sobre as espécies florestais que habitam paisagens reais deve ser maior do que os resultados do modelo sugerem.

No presente modelo, a simulação do mesmo cenário pode levar a estabilização em diferentes níveis (desde extinção local à capacidade de suporte), bem como equilíbrio dinâmico a ciclos estáveis. Os ecólogos têm reconhecido que dinâmicas populacionais poderiam apresentar múltiplos estados estáveis (May 1976, 1977, Beisner et al. 2003) e ciclos (ver Kendall et al. 1999, para uma revisão sobre o tema), embora a abordagem deles tenha sido diferente da apresentada no presente trabalho. Por exemplo, May (1976) mostrou como simples equações diferenciais de primeira ordem podem levar a uma série de comportamentos, desde pontos estáveis, bifurcações, ciclos estáveis e flutuações aleatórias. No presente modelo, variações populacionais aleatórias (ou caóticas) são induzidas e associadas às mudanças na suplementação alimentar na matriz e o afluxo de indivíduos de fragmentos fonte causadas pela intensificação agrícola.

O resultado desse estudo mostra que, sob a intensificação da agricultura, a estabilidade da população poderia ocorrer em números mais baixos da população, em comparação com não-intensivos cenários, de modo que muitos desses pontos estáveis são na verdade eventos de extinção local nos cenários intensivos. Estes pontos estáveis ou estados estacionários são situações em que o sistema atinge o equilíbrio e também são chamados atratores fortes (*strong attractor*: Tullos e Neumann 2006) ou atratores estranhos (*strange attractors*; Vandermeer & Yodzis 1999, Hasting et al. 1994). Modelos qualitativos permitem a compreensão de bifurcação sempre que há uma ambiguidade (ramificação), devido a influências concorrentes sobre a mesma variável. Esta característica dos modelos qualitativos é claramente demonstrada uma vez que todos os estados possíveis produzidos na simulação (*envisionment*) são mostrados



(McIntosh 2003). *Envisionment* oferece uma abordagem para a compreensão de conceitos complexos em Ecologia, como a bacia de colisão de fronteira (*boundary basin colision*) (Vandermeer & Yodzis 1999) e caos (Hastings et al. 1993). De acordo com Levins (1966), o problema na elaboração de modelos para sistemas ecológicos complexos é que existem muitos parâmetros a serem medidos, as equações são analiticamente insolúveis e exigem computadores potentes, e mesmo se houver uma solução matemática, seria expressa na forma de quocientes com pouco significado biológico (Levins 1966). Como uma possível solução, Levins sugere que os modelos podem sacrificar a precisão em relação ao realismo e generalidade. Esta abordagem está mais preocupada com os padrões qualitativos no longo prazo, ao invés de com resultados quantitativos. Uma vez que a simplificação é o modo com que modelos qualitativos possam raciocinar utilizando dados de baixa resolução (Tullos e Neumann 2006), a incerteza pode ser modelada com sucesso, utilizando-se este método (Nuttle et al. 2009).

No que diz respeito à Ecologia de Paisagens, Metzger (2008) aponta a necessidade de evitar a quantificação excessiva, sem hipóteses reais ou base teórica. Além disso, o uso de sensoriamento remoto e técnicas de GIS, por si só, não constitui uma perspectiva paisagística (Metzger 2008). Wu e Hobbs (2002) consideram que são questões chave, como o desenvolvimento conceitual e teórico; causas, processos e consequências da mudança do uso da terra. Por sua vez, a Modelagem Ecológica tem se preocupado com "modelos baseados em processo embasados na teoria com explicitação dos agentes causais em oposição à descrições estritamente estatísticas ou correlacionais" (extraído das Instruções para Autores do periódico *Ecological Modelling*)

A partir dos resultados produzidos pelo presente estudo, nota-se que os modelos de raciocínio qualitativo podem contribuir para Ecologia de Paisagens e Modelagem Ecológica, porque explicita formalmente a causalidade e raciocina usando dados de baixa resolução. Além disso, o presente trabalho aborda com sucesso alguns dos temas apontados por Wu e Hobbs (2002).

No presente modelo, a entrada de dados tem várias lacunas, incertezas e alta variância (ver descrição da espécie). Apesar disso, o modelo qualitativo se mostrou capaz de embasar o raciocínio utilizando dados incompletos, mostrando uma dinâmica complexa que não poderia ser capturada por outros modelos, ou diretamente olhando para os dados empíricos. Outros autores têm construído modelos preditivos em ecologia e biologia da conservação (Salles & Bredeweg 2006, Tullos & Neumann 2006) e estes têm sido usados para melhorar o entendimento sobre conservação e manejo de espécies ameaçadas (Anatole 2009).

Uma vez que os tomadores de decisão não podem esperar que os biólogos de campo reúnam dados numéricos precisos ou de longo prazo, sugere-se que os modelos de raciocínio qualitativos sejam considerados como uma ferramenta para prever o comportamento das populações em diferentes cenários, propiciando o manejo e a conservação da biodiversidade e sob a luz da causalidade explícita e formal. Dessa forma, modelos qualitativos oferecem um potencial inexplorado para assistir ecólogos e conservacionistas a raciocinar utilizando dados imprecisos e/ou incompletos.

#### **4.6. Conclusão**

O presente trabalho descreve um modelo qualitativo desenvolvido para

compreender e prever o impacto da intensificação agrícola matriz sobre a persistência de quatro aves de sub-bosque da Mata Atlântica. A Intensificação Agrícola da matriz pode levar a ciclos de extinções/recolonização em populações que de outra forma se manteriam estáveis em cenários não-intensivos (*C. caudata* e *P. leucoptera*), bem como induzir a eventos de extinção local sem recolonização posterior em populações que mostraram ciclos extinção/recolonização no cenário não intensivo (*X. fuscus* e *S. scansor*). Portanto, a hipótese do trabalho foi confirmada para a maioria das espécies. Apesar disso, alguns padrões contraintuitivos aparecerem, tais como o fato de que, no cenário de agricultura intensiva, as populações *C. caudata* e *P. leucoptera* se estabilizaram em níveis mais elevados *N subpopulação* (Máximo) em comparação ao cenário não intensivo, em que *N subpopulacional* foi estabilizado em nível Médio. Cabe notar que outros caminhos comportamentais são possíveis a partir do cenário intensivo (extinção/recolonização), enquanto no cenário não intensivo há apenas um caminho possível. A intensificação da agricultura conduz à desestabilização da população. Isto poderia envolver declínios, tais como nos ciclos de extinção/recolonização, ou aumentos, tais como nos caminhos que estabilizaram no nível máximo.

No geral, a intensificação agrícola pode levar a uma diminuição ou mesmo a eventos de extinção local, afetando as populações diretamente (diminuição dos recursos alimentares) e indiretamente (redução de efeito resgate). Por isso, os resultados sugerem que as práticas agrícolas não-intensivas (tais como sistemas agroflorestais, agricultura de subsistência e quintais agroflorestais) sejam implantadas ou conservadas (caso já existam) no domínio da Mata Atlântica. Isso manteria ou aumentaria a disponibilidade de alimentos para aves florestais que se alimentam na matriz, bem como aumentaria a permeabilidade da paisagem para espécies que dispersam pela matriz. Apesar disso, eventos de extinção local também ocorreu nos cenários não-intensivos, de forma que a persistência a longo prazo destas espécies não é garantida por manejos não intensivos da matriz.

#### 4.7. Referências

- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 74(1-3), 19–31.
- Angelsen, A., Kaimowitz, D., 2001. Agricultural technologies and tropical deforestation. CABI, Nairobi.
- Anatole, H., 2010. Modelos qualitativos para investigar o ciclo de vida e a influência de atividades antrópicas sobre os biótopos de Pirá-Brasília - *Simpsonichtys boitonei* - em Brasília, DF. Tese, Universidade de Brasília. Brasil.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* 122(3), 441–451.
- Bélisle, M., Clair, C.C., 2002. Cumulative effects of barriers on the movements of forest birds. *Conserv. Ecol.* 5(2), 9.
- Bélanger, L., Grenier, M., 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landsc. Ecol.* 17, 495-507.

- Beissinger, S. R., & Westphal, M. I. (1998). On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *J. Wildl. Manag.* 821–841.
- Benton, T.G., 2007. Managing farming's footprint on biodiversity. *Sci.* 315(5810): 341–342
- Benton, T.G., Vickery J.A., Wilson J.D., 2003. Is habitat heterogeneity the key? *Trends. Ecol. Evol.* 18, 182–188.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., Metzger, J.P., 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotrop.* 40(3), 273–276.
- Brickle, N.W., Harper, D. G. ., Aebischer, N.J., & Cockayne, S.H., 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *J. Appl. Ecol.*, 37(5), 742–755.
- Brown, J. H., & Kodric-Brown, A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecol.*, 58(2), 445–449.
- Brady, M.J., McAlpine, C.A., Miller, C.J., Possingham, H.P., Baxter, G., 2009. Habitat attributes of landscape mosaics along a gradient of matrix development intensity: matrix management matters. *Landsc. Ecol.* 24, 879-891.
- Bredeweg, B., Linnebank, F., Bouwer, A., Liem, J., 2009. Garp3–Workbench for qualitative modelling and simulation. *Ecol. Inform.* 4, 263-281.
- Butler, S.J., Vickery, J.A., Norris, K., 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Sci.* 315(5810), 381.
- Cassman, K. G., Wood, S., Choo, P. S., Cooper, H. D., Devendra, C., Dixon, J., Gaskell, J., Khan, S., Lal, R., Lipper, L., Pretty, J., Primavera, J., Ramankutty, N., Viglizzo, E., Wiebe, K., Kadungure, S., Kanbar, N., Khan, Z., Leakey, R., Porter, S., Kate, S., Tharme, R., 2005. Cultivated Systems, In: Millenium Ecosystems Assessment, p. 745 – 794. Island Press.
- Castellon, T.D., & Sieving, K.E., 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conserv. Biol.*, 20(1), 135–145.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., & Shrubbs, M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.*, 37(5), 771–788.
- Castellón, S., Sieving, K.E., 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conserv. Biol.* 20(1), 135–145.
- Cioaca, E., Linnebank, F., Bredeweg, B., Salles, P., 2009. A qualitative reasoning model of algal bloom in the Danube Delta Biosphere Reserve (DDBR). *Ecol. Inform.*, 4(5-6), 282–298.
- Desrochers, A., Hannon, S.J., 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conserv. Biol.* 11(5), 1204–1210.
- Dias, R., Salles, P., 2009. A qualitative model on sexual behaviour: mate guarding and extra-pair copulation in birds. *Ecol. Inform.* 4(5-6), 405-412.

- Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Ecol.* 43, 209–218.
- Ferraz, G., Nichols, J.D., Hines, J.E., Stouffer, P.C., Bierregaard Jr., Lovejoy, T.E., 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Sci.* 315(5809), 238–241.
- Forbus, K.D., 1984. Qualitative process theory. *Artif. Intell.* 24(1-3), 85–168.
- Gustafson, E.J., & Gardner, R.H., 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecol.* 77(1), 94–107.
- Gardner, R.H., Gustafson, E.J., 2004. Simulating dispersal of reintroduced species within heterogeneous landscapes. *Ecol. Model.* 171(4), 339–358.
- Giraundo, A., Matteucci, S., Alonso, J., Abramson, R., 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspot. *Biodivers. Conserv.* 17(5), 1251–1265.
- Goulart, F.F., Vandermeer, J., Perfecto, I., & Matta-Machado, R. 2009. Análise agroecológica de dois paradigmas modernos. *Rev. Bras. Agroecol.*, 4(3).
- Goulart, F.F. Salles, P., Saito, C.H. 2010. Understanding and predicting time-lags in the response of birds to agricultural intensification using qualitative models. Proceedings of the 7th International Conference on Ecological Modeling. Ghent, Ghent University, 2010. pp. 71–72.
- Goulart, F.F., Vandermeer, J., Perfecto, Matta-Machado, R., 2011. Frugivory by five bird species in agroforestry home-gardens. *Agroforest. Syst.* (82), 239–246 DOI 10.1007/s10457-011-9398-z.
- Goulart, F., & Saito, C.H. 2012. Modelagem dos impactos ecológicos do projeto hidroviário da Lagoa Mirim (Brasil-Uruguai) baseado em raciocínio qualitativo. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 16(1), 19–31.
- Green, R.E., Cornell S.J., Scharlemann J.P., Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Sci.* 307(5709), 550.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. *J. Tropic. Ecol.* 24(03), 291–299.
- Hastings, A, Hom, CL, Ellner, Turchin, P., Godfray, C.J., 1993. Chaos in ecology: is mother nature a strange attractor? *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 24, 1–33
- Harrison, S., 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linnean. Soc.* 42(1-2), 73–88.
- Hole, D.G., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Anderson, G.Q.A., Lee, P.L.M., Wilson, J.D., & Krebs, J.R. 2002. Agriculture: Widespread local house-sparrow extinctions. *Nat.* 418(6901), 931–932.
- Holyoak, M., Casagrandi, R., Nathan, R., Revilla, E., Spiegel, O., 2008. Trends and missing parts in the study of movement ecology. *Proc. Nat. Acad. Sc.*, 105(49), 19060.
- Kendall, B.E., Briggs, C.J., Murdoch, W.W., Turchin, P., Ellner, S.P., McCauley, E., Nisbet, R.M., Wood, S.N., 1999. Why do populations cycle? A synthesis of statistical and mechanistic modeling approaches. *Ecol.* 80(6), 1789–1805.

- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., & Siriwardena, G.M. 1999. The second silent spring? *Nat.* 611–612.
- Kupfer, J.A., 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. *Glob. Ecol. Biog.*, 15(1), 8–20.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., et al. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24(10), 564–571.
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *Am. Nat.* 142(6), 911–927.
- Levins, R., 1966, The strategy of model building in population biology. *Am. Sci.* 54(4), 421–431.
- Marini, M.Â., 2010. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Stud. Neotrop. Fauna. Environ.* 1-10.
- Marini, M.Â. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Cons. Internat.*, 11(01), 13–25.
- Maldonado-Coelho, M., & Marini, M.Â., 2000. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *Condor.* 102(3), 585–594.
- May, R.M., 1976. Simple mathematical models with very complicated dynamics. *Nat.* 261(5560), 459–467.
- May, R.M., 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nat.* 269(5628), 471–477.
- McIntosh, B.S., 2003. Qualitative modelling with imprecise ecological knowledge: a framework for simulation. *Environ. Model. Software.* 18(4), 295–307.
- McNeely, J.A., & Scherr, S.J., 2003. *Ecoagriculture: strategies to feed the world and save wild biodiversity*. Island Pr.
- Metzger, J.P., 2008. Landscape ecology: perspectives based on the 2007 IALE world congress. *Landsc. Ecol.* 23, 501-504.
- Moguel, P., Toledo, V.M., 1999, Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conserv. Biol.* 13(1), 11–21.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nat.* 403(6772), 853–858.
- Nol, E., Francis, C.M., Burke, D.M., 2005. Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conserv. Biol.* 19(3), 836–844.
- Neto, S. D. A., & Venturin, N. (1998). Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no Campus da UFPA. *Rev. Bras. Biol.* 58, 463–472.
- Nuttle, T., Bredeweg, B., Salles, P., Neumann, M., 2009. Representing and managing uncertainty in qualitative ecological models. *Ecol. Inform.* 4(5-6), 358–366.
- Ormerod, S.J., & Watkinson, A.R., 2000. Editors' introduction: birds and agriculture. *J. Appl. Ecol.*, 37(5), 699–705.

- Perfecto, I., & Vandermeer, J., 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Ann. NY. Acad. Sci.*, 1134(1), 173–200.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., & Wright, A., 2009. Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty. Earthscan/James & James.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 107(13), 5786–5791.
- Piratelli, A., Sousa, S. D., Corrêa, J. S., Andrade, V. A., Ribeiro, R. Y., Avelar, L. H., & Oliveira, E. F. (2008). Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 68(2), 259–268.
- Pulliam, H.R., 1988. Sources, sinks and population regulation. *Am. Nat.* 132(5), 652–661
- Primack, R.B., & Rodrigues, E., 2001. *Biologia da conservação*. E. Rodrigues.
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, P., Delibes, M., 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *Am. Nat.* 164(5), 130–153.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142(6), 1141–1153.
- Ribon, R., Simon, J.E., & Matos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17(6), 1827–1839.
- Salles, P., & Bredeweg, B., 2003. Qualitative reasoning about population and community ecology. *AI Magaz.*, 24(4), 77.
- Salles, P., Bredeweg, B., 2006. Modelling population and community dynamics with qualitative reasoning. *Ecol. Model.* 195(1-2), 114–128.
- Salles, P., Bredeweg, B., Araújo, S., 2006. Qualitative models about stream ecosystem recovery: Exploratory studies. *Ecol. Model.* 194(1-3), 80–89.
- Sekercioglu, C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends. Ecol. Evol.* 21(8), 464–471.
- Saether, B.E., & Bakke, O. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecol.* 81(3), 642–653
- Saether, B.E., Engen, S., & Matthysen, E. 2002. Demographic characteristics and population dynamical patterns of solitary birds. *Sci.* 295(5562), 2070.
- Sick, H., 1997. Ornitologia Brasileira. Fronteira, Rio de Janeiro.
- Stratford, J. A., & Stouffer, P. C. (1999). Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Cons. Biol.* 13(6), 1416–1423.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos.* 68(3), 571–573.
- Tischendorf, L., Bender, D., Fahrig, L., 2003. Evaluation patch isolation metrics in

- mosaics landscape for specialist vs. generalist dispersers. *Landsc. Ecol.* 18:41-50.
- Tullos, D.D., Neumann, M., 2006. A qualitative model for analyzing the effects of anthropogenic activities in the watershed on benthic macroinvertebrate communities. *Ecol. Model.* 196(1-2), 209–220.
- Tubelis, D.P., Cowling, A., & Donnelly, C., 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biol. Cons.*, 118(3), 353–364.
- 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. *Biol. Conserv.* 123(4), 507–519.
- Vandermeer, J., Perfecto, I., 2005. The future of farming and conservation. *Sci.* 308(5726), 1257b.
- Vandermeer, J., Yodzis, P., 1999. Basin boundary collision as a model of discontinuous change in ecosystems. *Ecol.* 80(6), 1817–1827.
- Vandermeer, J., & Carvajal, R., 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *Am. Nat.*, 158(3), 211-220.
- Weld, D., de Kleer, J., 1990. Readings in Qualitative Reasoning about Physical Systems. Morgan Kaufmann, San Mateo.
- Wu, J., Hobbs, R., 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landsc. Ecol.* 17, 355-365.
- Zitek, A., Schmutz, S., Preis, S., Salles, P., Bredeweg, B., Muhar, S., 2009. Evaluating the potential of qualitative reasoning models to contribute to sustainable catchment management. *Ecol. Inform.* 4(5-6), 381–395.

## 5) CAPÍTULO 3:

# Efeitos de dois tipos de manejo agrícola da matriz nas comunidades de aves habitando um mosaico de floresta e savana na região do Cerrado: uma abordagem em raciocínio qualitativo

### 5.1 Resumo

Uma parte significativa da biodiversidade terrestre do mundo utiliza manchas de habitat naturais inseridas em uma matriz agrícola. Neste capítulo, é apresentado um modelo de raciocínio qualitativo para comparar os impactos da agricultura intensiva e do manejo tradicional em comunidades de aves que habitam um mosaico de savana-floresta na ecorregião do Cerrado brasileiro, através da exploração não-numérica e representação explícita do conhecimento das relações causais. As espécies foram agrupadas com base em seu uso distinto do mosaico floresta-savana: especialistas florestais, generalistas florestais e não-florestais. O modelo qualitativo foi desenvolvido utilizando o programa Garp3. Nossos resultados sugerem que a agricultura intensiva leva ao declínio das aves florestais especialistas e espécies não-florestais, enquanto generalistas florestais se mantêm estáveis. Por outro lado, o manejo tradicional pode levar a uma diminuição ou a manutenção das espécies não-florestais e manutenção de ambos os grupos florestais. A substituição do manejo tradicional pela agricultura intensiva pode afetar negativamente as aves do Cerrado.

**Palavras chave:** comunidade de aves, ecologia de paisagens, Geraizeiros, raciocínio qualitativo, Sertanejos, intensificação agrícola

### 5.2. Introdução Geral

As paisagens agrícolas vêm passando por mudanças significativas nos últimos 30 anos. Os avanços tecnológicos têm impactado profundamente as práticas agrícolas, a distribuição da biodiversidade e aspectos socioculturais da agricultura (Shiva et al., 2002, Goulart et al., 2009). Apesar da intensificação acometer paisagens agrícolas em todo o mundo, muitos agricultores ainda vivem de forma tradicional, utilizando práticas agrícolas não muito diferentes das utilizadas há séculos (Altieri, 2002). Ainda assim, a agricultura moderna está em plena expansão e não seria exagero dizer que a maioria das terras cultiváveis do mundo é intensificada ou está a caminho de intensificação (Balmford et al., 2005). Tal fato é claro no caso do domínio do Cerrado brasileiro, onde 556.000 km<sup>2</sup> são compostos por pastagem intensiva e as monoculturas e 232.000 km<sup>2</sup> são compostos por pastagens nativas caracterizadas por manejos com baixo nível tecnológico, e esta área está encolhendo sob a pressão da expansão da agricultura intensiva (IBGE, 1998; Diniz-Filho et al., 2009). Considerando que grande parte da biodiversidade mundial habita áreas agrícolas ou áreas naturais inseridas em uma matriz agrícola, compreender como as diferentes práticas agrícolas afetam a biodiversidade em



escala de paisagem é chave para a conservação biológica (Perfecto & Vandermeer, 2010).

Aqui apresentamos um modelo de raciocínio qualitativo que compara os impactos de duas práticas agrícolas (intensiva e tradicional) sobre as comunidades de aves que habitam um mosaico de savana e floresta em uma paisagem naturalmente fragmentada do Cerrado brasileiro. Também avaliamos o impacto previsto das práticas agrícolas em três grupos de espécies de aves, classificadas de acordo com usos diferentes da matriz. O raciocínio qualitativo (Weld & de Kleer, 1990) é uma área da Inteligência Artificial que fornece técnicas para construir modelos de simulação de sistemas físicos e permite raciocinar utilizando dados escassos, imprecisos e não-numéricos (Salles & Bredeweg, 2006). Esta abordagem foi escolhida porque a compreensão de como as diferentes práticas agrícolas afetam as comunidades de aves exige a inclusão de variáveis como habilidade de dispersão, tamanho do território, e sensibilidade à distúrbios. Informações sobre esses tópicos para aves do Cerrado são escassos e imprecisos. Dessa forma, modelos numéricos sensíveis não seriam capazes de capturar a estrutura e comportamento do sistema, deixando conservacionistas, tomadores de decisão e formuladores de políticas com poucos meios de avaliar hipóteses, ou simular os resultados dos cenários alternativos e práticas de manejo.

O Cerrado é a maior, a mais rica e possivelmente a savana mais ameaçada do mundo (Silva & Bates, 2002), sendo considerado um *hotspot* de conservação (Myers et al., 2000). O bioma pode ser caracterizado como um mosaico de campos, florestas, savanas secas, formando uma paisagem naturalmente heterogênea (Eiten, 1972). O modelo tem por objetivo captar os impactos da intensificação da matriz agrícola em uma paisagem em mosaico, composta por savana e floresta, tendo em vista que tais mosaicos cobrem 1,86 milhões de km<sup>2</sup>, 24% da estimativa de área de Cerrado total (Silva & Bates, 2002). O Cerrado também tem sido considerado uma região estratégica para a produção intensiva de soja e gado para exportação, de modo que prevê-se a expansão do agronegócio na região nos próximos anos (Klink & Machado, 2005). Portanto, o modelo aqui é importante para prever os impactos negativos da intensificação agrícola nas aves.

### **5.3. As práticas agrícolas e os efeitos nas aves**

A intensificação da agricultura está associada à Revolução Verde, uma consequência da expansão da economia capitalista baseada na substituição de sistemas com a alta biodiversidade planejada e associada (Perfecto & Vandermeer, 2008) por sistemas mono-específicos fortemente dependentes do uso de maquinário, sistemas de irrigação, fertilizantes e pesticidas (Altieri, 1999). Embora cada sistema de cultivo intensivo tenha uma estrutura particular, a maioria deles é baseada nos mesmos princípios básicos: alta entrada e saída de energia e matéria (Angelsen e Kaimowitz 2001) e baixa heterogeneidade espacial e temporal (Benton et al., 2003). O impacto da intensificação agrícola sobre a biodiversidade é amplamente reconhecido, sendo que alguns autores têm sugerido que esta é uma das mais significativas ameaças à biodiversidade mundial (Benton et al., 2003, Donald & Evans, 2006). Um dos impactos mais bem documentados da intensificação agrícola refere-se às consequências de pesticidas em aves, descrita meio século atrás (Carson, 1962). No nível fisiológico, os pesticidas aumentam o risco de quebra do ovo devido à redução da espessura da casca (Ratcliffe, 1970, Mellink 2009), bem como causam alterações nas atividades cerebrais

(Busby et al., 1983.). Consequentemente, os pesticidas podem não só causar o declínio da população de aves que habitam o agroecossistema (Fuller et al., 1995; Brickle et al., 2000; Chamberlain et al., 2000), mas também afetar negativamente espécies que habitam áreas florestais adjacentes aos cultivos (Cooper et al., 1990). No que se refere a estrutura espacial, a intensificação da agricultura reduz a heterogeneidade ao nível local, entre cultivos, regiões e mesmo entre países, levando a uma grave perda de biodiversidade das paisagens agrícolas (Benton et al., 2003). A intensificação também tende a aumentar o tamanho da propriedade e reduz a diversidade de culturas (Altieri, 1999). O manejo agrícola está relacionado ao seu tamanho, de modo que em pequenas propriedades cada decisão de manejo do agricultor está restrita a uma área menor (menor grão de manejo). Na Europa, pequenas propriedades são conhecidas por abrigarem maior riqueza de aves, maiores territórios de aves, borboletas, abelhas e espécies de plantas herbáceas, em comparação com grandes fazendas (Belfrage et al., 2005). No Brasil, a reforma agrária realizada com base em princípios agroecológicos que substituem grandes áreas de monocultivos por quintais agroflorestais favorece a conservação de aves (Uezu et al., 2008; Goulart et al., 2011). Finalmente, a intensificação leva à diminuição da permeabilidade da matriz agrícola aos organismos que habitam fragmentos nativos nela inseridos, e consequentemente a redução na conectividade das paisagens agrícolas (Donald & Evans 2006, Perfecto & Vandermeer, 2010). No entanto, estudos empíricos sobre como a dispersão de aves é afetada pela intensificação da agricultura são raros (Donald & Evans, 2006).

O manejo tradicional, por sua vez, representa uma vasta gama de sistemas agropecuários não-intensivos. Estes sistemas são muito diversificados e únicos em sua estrutura, de modo que o manejo é muito dependente da biodiversidade, das condições ambientais locais e características culturais dos agricultores(as). O Manejo tradicional abrange diferentes práticas, desde agricultura de subsistência, criação de gado em baixa densidade em pastagens nativas, extrativismo, quintais, plantio direto e sistemas agroflorestais. O manejo destes sistemas é conhecido por resultar em habitats de alta heterogeneidade, abrigando altos níveis de biodiversidade, em comparação com as práticas de manejo mais intensivos (Perfecto et al., 1996; Greenberg et al. 1997; Faria et al., 2006; Marsden et al., 2006). Classificar diferentes sistemas de manejo (intensivo e não intensivo) em um gradiente de impacto ambiental é chave para a tomada de decisão em nível da paisagem. Com o objetivo de avaliar o impacto ecológico, a utilização de espécies de aves é particularmente útil, uma vez que ocorrem em grande abundância e riqueza, propiciando grande quantidade de dados, (Ormerod & Watkinson, 2000). Portanto, eles podem ser usados como bioindicadores que representam outros grupos, bem como desempenhar funções ecossistêmicas importantes, como a dispersão de plantas, controle biológico e a polinização (Sekercioglu, 2006).

#### **5.4. O Raciocínio qualitativo**

Geralmente, modelos sobre o impacto ecológico da agricultura se utilizam de relações numéricas e quantitativas (por exemplo: Benton, 2007; Butler et al., 2007; Donald et al., 2001; Green et al., 2005). No entanto, usar modelos numéricos é uma tarefa difícil, uma vez que existe uma carência de conhecimentos biológicos básicos e dados numéricos de boa qualidade. Tal carência de dados é ainda maior para ecossistemas tropicais. A falta desse conhecimento básico é particularmente grande na região do Cerrado, o que pode ser ilustrada pela recente descoberta de uma nova espécie

de ave no Bioma (Freitas, 2011). Uma vez que a coleta de dados numéricos detalhados, muitas vezes leva muito tempo, e as taxas de perda de biodiversidade alarmantes exigem ações imediatas, modelos simples e preditivos são necessárias (Balmford et al., 2005; Benton, 2007).

A utilização de modelos de raciocínio qualitativo (RQ) pode ser uma opção para superar esta problemática (ver a edição especial sobre RQ publicado pela AI Magazine, 24 (4), 2003). O raciocínio qualitativo é uma área da Inteligência Artificial que cria representações dos aspectos contínuos do mundo, que dá suporte para o raciocínio utilizando muito pouca informação (Forbus, 1984). Nos modelos qualitativos que adotam a Teoria do Processo Qualitativo (Forbus, 1984), as propriedades contínuas dos objetos do sistema (entidades) são modelados como quantidades. Relações entre as quantidades incluem dependências causais de dois tipos: influências diretas (I+ e I-) e proporcionalidades qualitativas (P+ e P-). Ambas as influências diretas e proporcionalidades têm significados matemáticos e causal. Influências diretas representam processos e são assumidos como sendo a causa inicial de alterações do sistema.

Tendo em vista que os dados sobre os sistemas ecológicos são incompletos, nebulosos, incertos, escassos e não formalizados (Salles & Bredeweg, 2006), o que impede o desenvolvimento de modelos numéricos precisos. Por exemplo, a utilização de modelos que possuem como entrada e saída dados de alta precisão, como Modelos de Viabilidade Populacional, podem apresentar grandes variações devido à ausência de dados de entrada de boa qualidade, sendo que alguns autores consideram que os resultados de tais modelos são incertos (Beissinger & Westphal, 1998; Brooks et al., 1999). Por tais motivos, o raciocínio qualitativo foi utilizado com sucesso na modelagem ecológica conceitual (ver a edição especial do periódico *Ecological Informatics*, 4 (5-6): 261-412, 2009, Salles & Bredeweg, 2006; Salles et al., 2006). Para a comparação dos impactos das diferentes práticas agrícolas sobre comunidades de aves do Cerrado, optamos por uma técnica de modelagem que poderia resumir os dados disponíveis, que são, em essência encontrada em baixa resolução e com grandes lacunas de conhecimento. O modelo foi implementado no Garp3 ([www.garp3.org](http://www.garp3.org)), uma engrenagem de simulação que usa a maior parte dos elementos de modelagem da Teoria do Processo Qualitativo (Forbus, 1984). No Garp3, o modelador define a estrutura do sistema, ligando Entidades, que são objetos físicos ou conceitos abstratos que constituem o sistema, e agentes que são entidades que influenciam, mas não são influenciados pelo sistema. Propriedades contínuas relevantes das entidades são usadas para descrever a dinâmica do sistema e representadas como Quantidades. Estes têm sempre dois valores, de magnitude (quantidade da "coisa") e derivadas (a direção da mudança). O conjunto ordenado de valores possíveis que uma quantidade pode assumir é o seu espaço quantitativo, que é composto por pontos intercalados por intervalos. Pontos são valores precisos, tais como média, zero, e limites, e os intervalos abrangem uma gama de possíveis valores quantitativos. Garp3 usa uma abordagem de modelagem composicional (Falkenhainer & Forbus, 1991), pelo qual o conhecimento de domínio é codificado como modelos autônomos parciais chamados fragmentos do modelo. Os fragmentos de modelo contêm informações sobre objetos, relações com outros objetos, quantidades e seus valores possíveis, declarações de desigualdade, dependências causais, situações e condições de processos para iniciar e parar. Dado um cenário específico (com uma descrição da estrutura do sistema e os valores iniciais de quantidades específicas), fragmentos do modelo são combinadas automaticamente pelo mecanismo de raciocínio, a fim de compor um modelo de

simulação (Salles et al., 2006). Entre os resultados da simulação, Garp3 produz um gráfico de comportamento que inclui: Estados, definidos como situações específicas encontradas no sistema modelado, descrito por um conjunto de valores específicos de quantidades que ocorrem juntos, refletindo um comportamento qualitativamente único; Transições possíveis entre os Estados, que representam o comportamento de um sistema modelado, resultando em uma sequência, o gráfico do comportamento; diagramas de história de valores que descrevem como valores das quantidades mudam durante uma sequência de estados (Bredeweg et al., 2009), e o Modelo causal, um diagrama que combina todas as influências diretas e proporcionalidades representadas no conjunto de fragmentos de modelos ativos em cada estado. O modelo causal é uma ferramenta muito útil, uma vez que quando há uma ambiguidade, O Garp3 produz múltiplos caminhos de comportamento, de modo que o modelador pode inspecionar todos os comportamentos possíveis do sistema e encontrar uma explicação para esses caminhos, com base no fluxo de causalidade. Desta forma, o modelador é capaz de analisar todos os comportamentos possíveis, enquanto engajados na compreensão da imprevisibilidade.

## 5.5. O Modelo

### 5.5.1 Dividindo espécies de aves do Cerrado em três grupos

Para entender o impacto da intensificação da matriz agrícola sobre as aves do Cerrado, três grupos (espécies que compartilham características ecológicas e respondem a mudanças ambientais de forma semelhante) foram definidos de acordo com a sensibilidade das espécies de aves a perturbações (Stotz et al., 1996) e a dependência de habitat florestais (Silva, 1995). Esses grupos podem ser caracterizados como especialistas florestais (A), generalistas florestais (B) e não-florestais (C) (Tabela 1).

**Tabela 1:** Sensibilidade a distúrbios, dependência florestal e classificação utilizada no modelo.

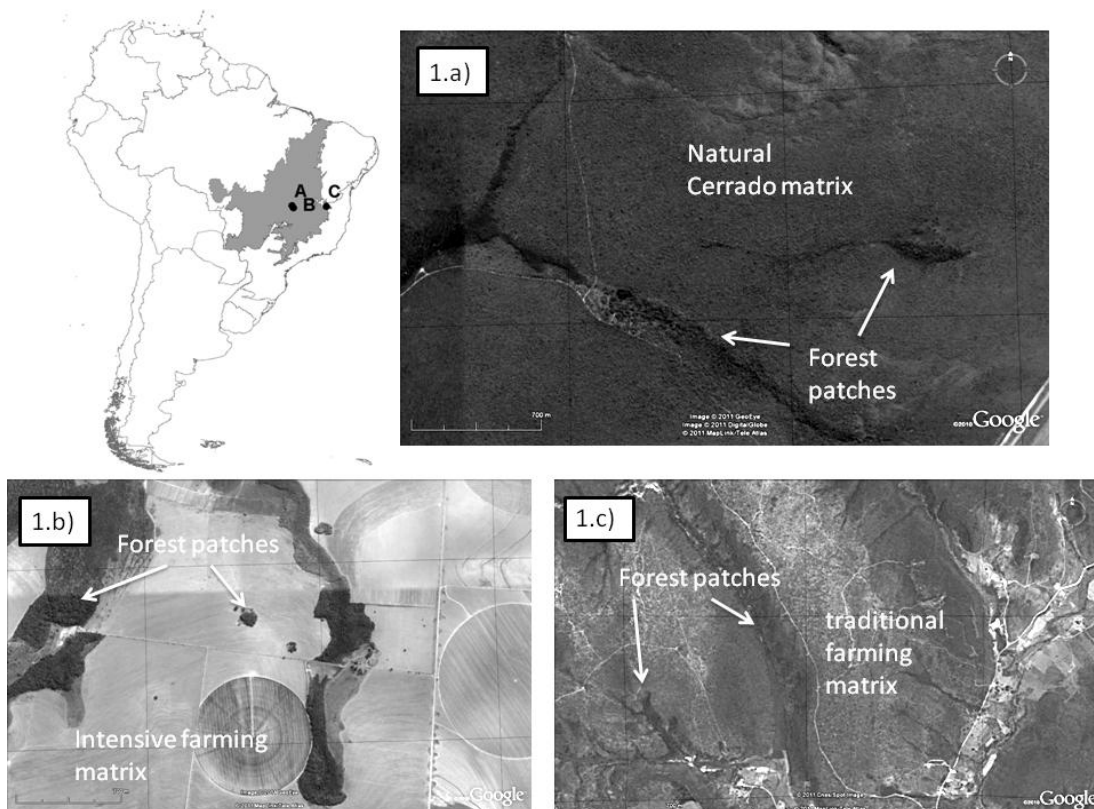
Sensibilidade a distúrbios (Stotz et al., 1996)	Dependência florestal (Silva, 1995)	Definição do modelo	Exemplo de táxons
Médio/Alto	Dependente	Especialistas florestais	<i>Tinamus solitarius</i> , <i>Penelope supercilialis</i> , <i>Basileuterus leucophrys</i> , <i>Antilophia galeata</i> , <i>Arremon flavirostris</i> , <i>Conopophaga lineata</i> , <i>Hylocryptus rectirostris</i> ,
Baixo Médio/Baixo	dependente/ semi-dependente	Generalistas florestais	<i>Ara auricollis</i> , <i>Crotophaga major</i> , <i>Hemitriccus nidipendulus</i> , <i>Platyrichus platyrhynchos</i> , <i>Thamnophilus caerulescens</i> , <i>Synallaxis scutatus</i> ,
Alto/Médio/Baixo	independente	Não florestais	<i>Caprimulgus candicans</i> , <i>Falco sparverius</i> , <i>Suriri suiriri</i> , <i>Elaenia chiriquensis</i>

Especialistas são espécies dependentes florestais (Silva, 1995) com média ou alta sensibilidade a perturbações (Stotz et al. 1996). Assume-se que as espécies do grupo "A" reproduzem e se alimentam exclusivamente em florestas e usam a matriz como passagem durante a dispersão ou movimentos da área de vida. Estes são basicamente compostos por passeriformes insetívoros de sub-bosque (Stratford &

Stouffer, 1999), espécies que apresentam comportamento de agregação em bandos mistos (Maldonado-Coelho & Marini, 2000) e seguidores de formigas (Faria e Rodrigues, 2009), além de grandes frutívoros e carnívoros de interior florestal. O grupo "B" é formado por espécies que apresentam semi-dependência do habitat florestal (Silva, 1995) e de baixa a média sensibilidade perturbações (Stotz et al., 1996). Estas são espécies que habitam as florestas, mas podem usar o agroecossistema para forrageamento e reprodução (Tscharntke et al., 2008). Estas espécies generalistas florestais frequentemente mostram grande amplitude de utilização de habitat e dieta, com riqueza desproporcionalmente maior de frugívoros e nectarívoros (Tscharntke et al., 2008). Finalmente, O grupo "C" é composta por espécies não-florestais e ocorrem independentemente de formações florestais, habitando fisionomias não-florestais do Cerrado, tais como formações herbáceas, arbustivas e savanas (Silva, 1995), apresentando média e baixa sensibilidade aos distúrbios (Stotz et al., 1996). Espécies típicas de habitats que não podem ser sujeitos a agricultura, tais como afloramentos rochosos ou campos rupestres, foram excluídos.

### 5.5.2. Descrição da paisagem

O modelo assume que duas paisagens nativas foram convertidas em dois tipos de manejos agrícolas com diferentes graus de intensidade. A figura 1 representa paisagens reais na região do Cerrado, semelhantes a descrita no modelo.



**Figura 1:** Extensão total da área de Cerrado região cinza no canto superior esquerdo e três paisagens reais semelhante às modeladas. 1.a é uma imagem Estação Ecológica de Águas Emendadas (Distrito Federal); 1.b é uma paisagem agrícola intensiva no Distrito Federal, e 1.c é uma paisagem tradicionalmente manejada no município de Rio Pardo de

Minas (Minas Gerais). O modelo compara a conversão de uma paisagem do tipo-b e uma do tipo-c, a fim de avaliar os impactos de intensificação.

Assume-se que apenas a matriz é diretamente afetada pela agricultura, de modo que manejo da matriz não influencia a perda de florestas. Isto é obviamente uma super-simplificação, uma vez que a intensificação da agricultura pode diminuir (Angelsen & Kaimowitz, 2001; Balmford et al., 2005; Green et al., 2005) ou o aumentar o desmatamento (Angelsen & Kaimowitz, 2001; Klink & Machado, 2005), de acordo com as características da paisagem (Fischer et al., 2008). Geralmente, intensificação agrícola leva o aumento do desmatamento, especialmente no Cerrado (Klink & Machado, 2000, Angelsen & Kaimowitz, 2001; Brännström et al., 2008). No entanto, o modelo assume que matas ciliares serão preservadas como é exigido pela legislação brasileira.

O modelo descreve uma paisagem hipotética composta por cinco entidades: *Matriz de Cerrado*, *Fragmento florestal alvo*, *Fragmentos florestais vizinho*, *Manejo tradicional*, *Agricultura intensiva*; e três agentes externos: *Emigrantes*, *Investidores* e *Conhecimento popular* (Tabela 2).

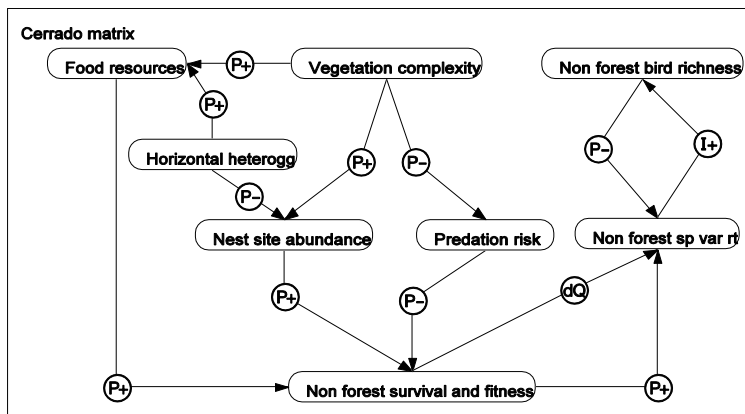
**Tabela 2:** Entidades, agentes e as variáveis associadas aos mesmos.

<b>Entidades/ Agentes</b>	<b>Variáveis</b>
Matriz de cerrado	<i>Recursos alimentares, Complexidade da vegetação, heterogeneidade horizontal, Abundância do ninho, Risco de predação, Sobrevivência e fitness de spp. não florestais Taxa de variação de spp. não-florestais, Riqueza de spp. não-florestais</i>
Manejo tradicional	<i>Fogo anual, Pecuária tradicional, Taxa de manejo tradicional, Extrativismo vegetal, Caça de subsistência, Manutenção etnoecológica, Agricultura de subsistência</i>
Agricultura intensiva	<i>Manejo monocultural, Irrigação, Mecanização, Pecuária intensiva, Recursos financeiros, Pesticidas e Taxa de intensificação da agrícola</i>
Fragmento florestal alvo	<i>Sobrevivência e fitness de generalistas florestais, Taxa de variação de spp. generalistas, Riqueza de generalistas florestais, Sobrevivência e fitness de spp. florestais, Taxa de variação de spp. generalistas florestais, Riqueza de generalistas florestais, Sobrevivência e fitness de especialistas florestais, Taxa de variação de spp. especialistas florestais, Riqueza de especialistas florestais, Corpo d'água</i>
Fragmentos florestais vizinhos	<i>Quantidade de propágulos</i>
Investidor	<i>Taxa de investimento financeiro</i>
Conhecimento tradicional	<i>Taxa de cons. conhecimento tradicional</i>
Emigração	<i>Taxa de migração</i>

Os espaços quantitativos associados a estas variáveis são mostrados no Apêndice I. O *Fragmento florestal alvo* é um remanescente pequeno (entre 3 e 30 ha) distante  $\approx$  1 km dos *Fragmentos florestais vizinhos* inseridos na *Matriz de cerrado*. Quanto aos especialistas florestais, o modelo aqui descrito assume uma estrutura metapopulacional clássica no *Fragmento florestal alvo*, porque as subpopulações podem sofrer extinção independente dos eventos de extinção de subpopulações habitando *Fragmentos florestais vizinhos* e estas subpopulações estão ligados por eventos de migração. Contrariamente, assume-se que as populações de generalistas florestais possuem uma dinâmica de *população heterogênea* ("patchy population"), definida como uma população que habita uma paisagem fragmentada; no entanto as elevadas taxas de dispersão unem as sub-populações em uma única entidade demográfica (Harrison 1991). Assim, as subpopulações de generalistas florestais que habitam o *Fragmento florestal alvo* estão ligadas as subpopulações do *Fragmento florestal* vizinho por eventos de dispersão. Finalmente, assume-se que as espécies não-florestais habitam (forrageiam e reproduzem) a *Matriz de cerrado*. Como o ambiente é contínuo, não foi atribuída uma dinâmica metapopulacional a este grupo.

No que se refere as relações, ocorrem na *Matriz de cerrado*, a *Sobrevivência e fitness das espécies não-florestais* é negativamente afetada (P-) pelo *Risco de predação* e afetado positivamente (P +) pela *Abundância de sítios de nidificação* e *Recursos alimentares*. *Sobrevivência e fitness das spp. não-florestais* afeta positivamente (P +) *Taxa de variação de spp. não-florestais* que, portanto, afeta positivamente (I +) *Riqueza de spp. não-florestais*.

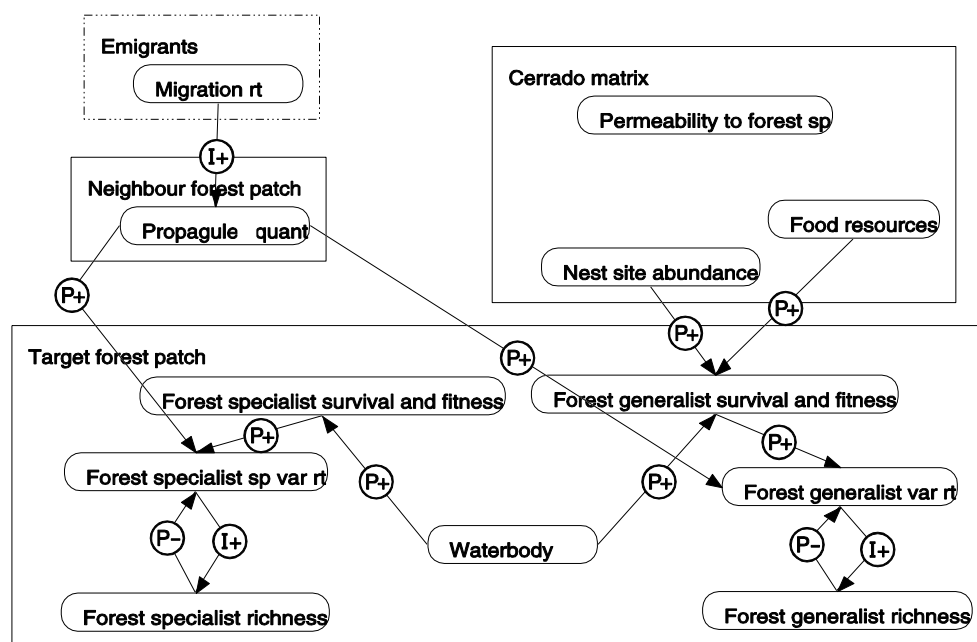
A relação entre *Sobrevivência e fitness das espécies não-florestais* e *Taxa de variação sp. não-florestais* envolve uma correspondência inversa entre derivadas (DQ) que mostra que a derivada de ambas as variáveis varia inversamente. Portanto, se *Sobrevivência e fitness das spp. não-florestais* varia, *Taxa de variação sp. não-florestais* varia na mesma direção ao mesmo tempo. As correspondências entre derivadas são usados para reduzir o número de estados nas simulações e pode ser usado tanto para fins conceituais ou operacionais. A *Complexidade da vegetação* afeta negativamente o *Risco de predação* assumindo que a maioria das espécies que habitam ou dispersam através da *Matriz do cerrado* são "dependentes de cobertura florestal" (definição de Lima & Valone, 1991) em suas táticas de fuga de predadores. "Dependência de cobertura florestal" significa que as aves se sentem mais seguras em habitats com maior cobertura florestal, uma vez que em tais ambientes elas encontram abrigo de ataques de predadores (Lima & Valone, 1991). Até onde conhecemos, o único estudo sobre o comportamento anti-predadorio na ecorregião Cerrado diz respeito a ema (*Rhea americana*) e, na verdade aponta para uma "independência de cobertura florestal". Em outras palavras, as emas se sentem mais seguras em habitats abertos porque elas podem ver os predadores a grandes distâncias (Azevedo et al., 2010). No entanto, emas habitam ambientes abertos da região do Cerrado (Sick, 1997), e não ocorrem na floresta savanas (comunicação pessoal M.Â. Marini), que compõem a paisagem modelada aqui. De acordo com Lima e Valone (1991), habitats com grande cobertura vegetal, tal como o savanas, beneficiariam aves "dependentes de cobertura vegetal". Portanto, espera-se que a maior parte das espécies que habitam ou dispersam através da matriz Cerrado apresentem este tipo de resposta anti-predatória. A Figura 2 mostra o modelo causal da relação entre as quantidades relevantes na *Matriz agrícola*. Os seguintes modelos causais foram produzidos após a simulação de cenários preliminares iniciais de modo que eles não são incluídos na sessão de simulação. Todas as figuras a seguir foram produzidos automaticamente pelo Garp3.



**Figura 2:** Modelo causal representando as relações que ocorrem na entidade *Matriz de cerrado* em um determinado estado produzido após uma simulação preliminar.

O modelo pressupõe que, se o nível de *Heterogeneidade horizontal* for maior do que o valor "Médio", *Heterogeneidade horizontal* afeta negativamente a *Abundância de sítios de nidificação*. Por outro lado, se a *Heterogeneidade horizontal* for menor do que "Médio", esta afeta positivamente a *Abundância de sítios de nidificação*. Esta relação não-linear entre heterogeneidade da paisagem e espécies de aves pode ser explicada pelo fato de que, em baixos níveis de heterogeneidade espacial, diversidade de habitats é positivamente correlacionada com a riqueza de espécies. Em altos níveis de heterogeneidade, a funcionalidade da paisagem pode ser destruída e as manchas tornaram-se demasiadamente pequenas para abrigar territórios e áreas de vida (Machado 2000). Por outro lado, a *Complexidade da vegetação* e *Heterogeneidade horizontal* irá sempre afetar positivamente os *Recursos alimentares*, uma vez esta relação foi registrada para espécies de artrópodes (Weibull et al., 2003) e da disponibilidade de frutos (Goulart et al., 2011).

A Figura 3 representa a relação entre *Matriz de cerrado*, *Fragmento florestal alvo* e *Emigração* em um determinado estado das simulações preliminares.





**Figura 3:** Modelo causal representando as relações entre a *Matriz de cerrado*, *Fragmento florestal alvo* e agente *Emigração* ativo em um determinado estado produzido a partir de uma simulação preliminar.

A *Taxa de variação de spp. não-florestais* afeta a *Riqueza de spp. não-florestais* de forma positiva (I +) e *Riqueza de espécies não-florestais* afeta negativamente a (P-) *Taxa de variação das spp. não-florestais*, através de alças de retroalimentação que estabilizam o sistema. Alças de retroalimentação semelhantes à estas controlam a *Riqueza de especialistas florestais* e *Riqueza de generalistas florestais* e suas respectivas taxas de variação. O modelo também afirma que, se a *Abundância de sítios de nidificação* for maior do que o valor Médio, este afeta positivamente a *Sobrevivência e fitness de generalistas florestais*, uma vez que este grupo é capaz de reproduzir na matriz. Por outro lado, essa influência não é ativada se a *Abundância de sítios de nidificação* é igual ou inferior à "Médio". No estado representado na Figura 3, os *Recursos alimentares* e *Abundância de sítios de nidificação* assumem valores acima do limiar, de modo que essa relação é ativa no modelo causal e ambos irão afetar a *Sobrevivência e fitness de generalista florestais*. Esta relação assume que generalistas florestais podem reproduzir fora de áreas florestais quando existirem sítios de nidificação suficientes. Por exemplo, *Amazona aestiva* e *Ramphastos toco* são generalistas florestais que podem se reproduzir em quintais agroflorestais na região do Cerrado, quando oscos de árvores estão presentes (observação pessoal). O limiar Médio foi estabelecido para permitir a comparação entre não-florestais e generalistas florestais. Dessa forma, a relação entre *Abundância de sítios de nidificação* na *Matriz de Cerrado* e *Sobrevivência e fitness de generalistas florestais* é não linear e depende do valor de *Recursos alimentares* e *Abundância de sítios de nidificação*. Além disso, o modelo aqui descrito assume que se a *Abundância de recursos alimentares* associados a *Matriz de cerrado* forem maiores do que Médio, os *Recursos alimentares* têm influência positiva sobre a *Sobrevivência e fitness de generalistas florestais*. Matrizes de alta qualidade suplementam espécies florestais e aves na região do Cerrado são conhecidas por apresentar esse padrão (Tubelis et al., 2004). Devido ao fato de que generalistas se alimentam principalmente nas áreas florestais usando a matriz como um habitat complementar, é assumido que a suplementação da matriz ocorre acima do limiar "Médio". A *Quantidade de propágulos dos Fragmentos florestais vizinho* afeta o *Fragmento florestal alvo*, dependendo da permeabilidade da *Matriz de cerrado* às espécies florestais. No modelo, a *Permeabilidade às espécies florestais* associadas com a *Matriz de cerrado* deve ser igual ou maior que o valor "Médio" como condição para a *Quantidade de propágulos* cause influência (P +) na *Taxa de variação de sp. especialistas florestais* associadas ao *Fragmento florestal alvo*. No caso da *Riqueza sp. generalista florestais*, a quantidade de propágulos do *Fragmentos florestais vizinhos* sempre irá afetar positivamente a *Taxa de variação sp. generalistas florestais*. Por isso, assumimos que as aves florestais deslocam grandes distâncias em habitats não-florestais em movimentos de área de vida e de dispersão (Marini 2010), e como um padrão geral, generalistas florestais se deslocam mais do que especialistas florestais (Andrade & Marini, 2001; Hansbauer et al., 2010).

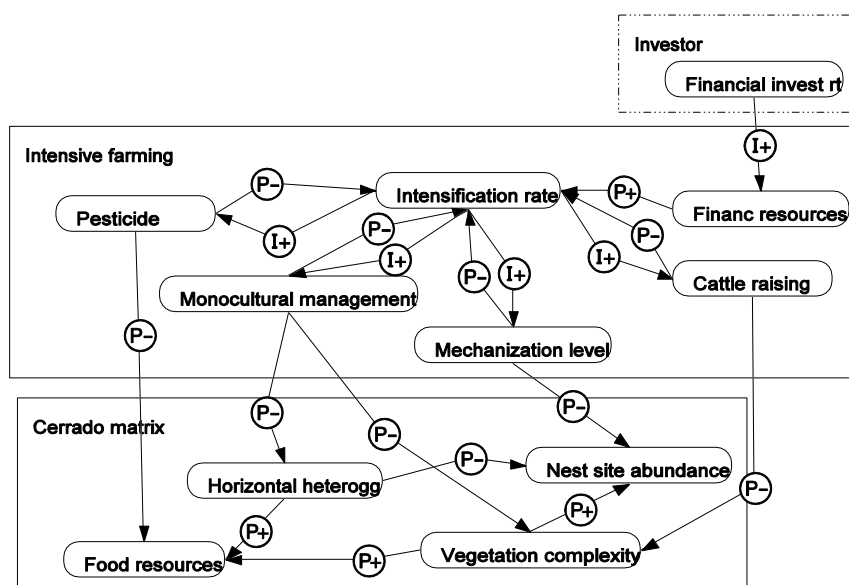
A permeabilidade às espécies florestais é positivamente afetada pela *Complexidade da vegetação* e negativamente afetada pelo *Risco de predação*. A complexidade da vegetação é conhecida por facilitar os movimentos de aves florestais entre fragmentos florestais (Antongiovanni & Metzger, 2005). Primeiramente, muitas aves florestais precisam da estrutura física da vegetação para empoleirar-se durante os movimentos de dispersão, pois não conseguem transpor grandes distâncias em vôos

únicos (por exemplo, arapaçus [Boscolo et al., 2008]). Em segundo lugar, os movimentos na matriz são profundamente afetados pelo *Risco de predação* (Desrochers & Hannon, 1997), que está negativamente relacionado à *Complexidade da vegetação*. Assume-se, portanto, que as aves florestais sentem-se mais seguras de predadores quando dispersão através da matriz, quando a estrutura física desta é mais semelhante ao do habitat florestal (Robertson & Radford, 2009). No que se refere às variáveis associadas ao *Fragmento florestal alvo*, *Corpo d'água* afeta positivamente *Sobrevivência e fitness* dos especialistas e generalistas. Na ecorregião do Cerrado, a riqueza de aves florestais está positivamente relacionada com córregos e áreas alagadas no interior das florestas (Marini, 2001).

### 5.5.3. Agricultura intensiva

Agricultura intensiva é aqui tratada como a soma de todos os processos que geralmente atuam em conjunto em um espaço e tempo discreto e é representado como uma entidade do modelo. A *Taxa de intensificação agrícola* influencia diretamente (I +) *Mecanização, Irrigação, Agrotóxicos, Pecuária intensiva e Manejo monocultural*. Todas estas quantidades afetam negativamente a *Taxa de intensificação agrícola* através de alças de retroalimentação que estabilizam o sistema. Todas essas características exigem grandes investimentos privado ou público de recursos financeiros, garantido por um agente *Investidor* externo (Brumbach & Flynn 1980). Portanto, o modelo considera que a *Taxa de investimento financeiro* de um agente *Investidor* afeta (I +) *Recursos financeiros*, o que por sua vez, afeta positivamente (P +) a *Taxa de intensificação agrícola*. A agricultura intensiva atua indiretamente reduzindo a *Complexidade da vegetação* (por meio de remoção ativa das plantas não cultivadas) através do *Manejo monocultural*; aumento do nível de *Mecanização*, afetando negativamente a *Abundância de sítios de nidificação* e por aumentar *Agrotóxicos*, o que impacta *Sobrevivência e fitness das spp. não-florestais*.

As relações entre as entidades *Intensificação Agrícola* e *Matriz de cerrado* são mostradas na Figura 4.



**Figura 4:** Modelo causal envolvendo as relações entre o agente *Investidor* e as entidades *Agricultura intensiva* e *Matriz de cerrado* produzida a partir das simulações preliminares.

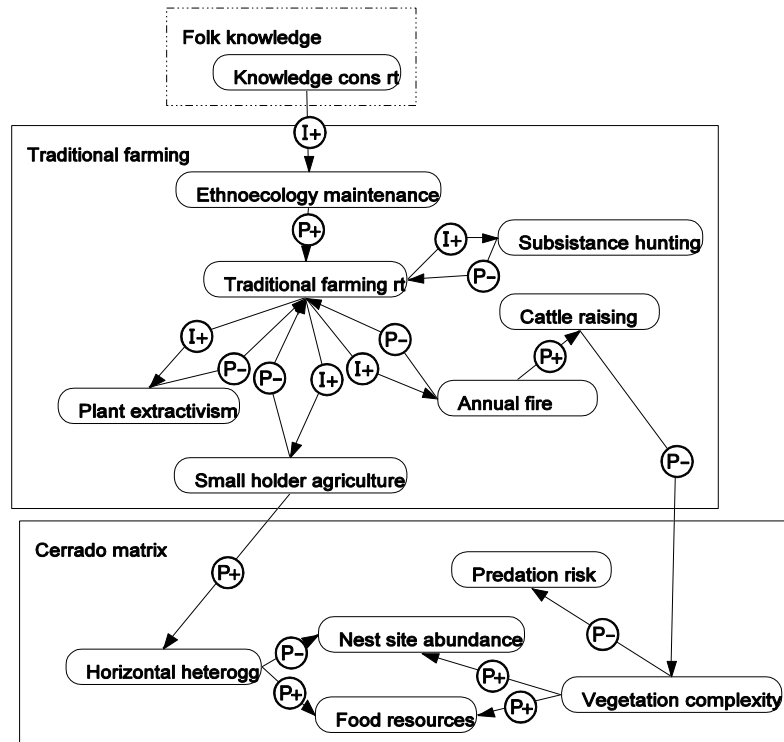
Na Figura 4, a influência dos *Agrotóxicos* nas spp. generalistas e especialistas florestais não está ativo porque o valor de *Agrotóxicos* é inferior a "Médio". A agricultura intensiva também influencia *Fragmento florestal alvo* através de *Irrigação* que se supõe afetar negativamente a *Corpo d'água* através do impacto da drenagem de água das matas ciliares e florestas alagadas. *Agrotóxicos* podem também afetar (P-) a sobrevivência e fitness dos generalista/especialista florestais se *Agrotóxicos* for maior que o valor Médio.

#### 5.5.4. Manejo Tradicional

O manejo tradicional não intensivo praticado no Cerrado pela cultura Sertaneja ou Geraizera foi representada pelo modelo. No modelo, a entidade de Manejo tradicional está associada às seguintes variáveis: (a) *Agricultura de subsistência*, que são policultivos (por exemplo, mandioca, feijão, milho, abóbora, abacate, banana, pimentão, entre outros [Bustamante et al., 2010]), (b) a *Caça subsistência*, que é basicamente o uso de carne de caça de aves de grande porte (*Crax spp*, *Penelope spp*, *Tinamus spp*, *Rynchotus rufescens*) (Sick, 1997), (c) *Fogo anual*, o manejo tradicional de pastagens nativas. O fogo é utilizado para estimular rebrota das plantas, tornando a vegetação mais palatável para o gado (Lara et al., 2010), (c) A *Pecuária tradicional* é caracterizada pelo gado criado em baixa densidade em grandes áreas de pastagens nativas. No modelo, o *Fogo anual* influencia positivamente *Pecuária tradicional* até os valores Médios, mas não além desse valor, representando a criação de gado em baixas densidades típica do *Manejo tradicional*. Assim, se a *Pecuária tradicional* for inferior ao nível Médio, o aumento *Fogo anual* vai aumentar *Pecuária tradicional*. Se a *Pecuária tradicional* for maior do que Médio, *Fogo anual* não afetará *Pecuária tradicional*. (e) O *Extratativismo vegetal* é caracterizado por produtos não madeireiros, como a coleta do fruto (por exemplo: *Cariocar brasiliensis*, *Dipteryx alata*, *Stryphnodendron adstringen*, [Borges et al. 2003, Silva & Egito 2005, Oliveira 2009], entre outros) e plantas medicinais (Rodrigues & Carvalho, 2001, Vila Verde et al., 2003), bem como produtos que utilizam madeira, como na forma de carvão e construção (Le Bourlegat & Costa, 2003). Todas estas quantidades são afetadas positivamente pela *Taxa de manejo tradicional*. A fim de estabilizar o sistema, todas estas variáveis afetam a *Taxa de manejo tradicional* através de alças de retroalimentação. Por sua vez, *Taxa de manejo tradicional* é assim afetada positivamente pela *Manutenção etnoecologica* e *Manutenção etnoecologica* é influenciada positivamente pela *Taxa cons. conhecimento tradicional* associado ao agente *Conhecimento tradicional*.

Para representar a influência da caça nas aves, o modelo aqui descrito assume que a *Caça de subsistência* afeta negativamente a *Sobrevivência e fitness* dos três grupos, se cada *Riqueza sp.* dos grupos individualmente for igual ou acima do limiar Alto. Isto mostra que a caça é seletiva para algumas espécies (a saber, grandes frugívoros florestais e de áreas abertas) de modo que abaixo do valor de riqueza Alto, a aves que poderiam ser caçadas desaparecem e de caça já não é possível ou mantida a uma pressão baixa, não afetando significativamente a *Sobrevivência e fitness das espécies*.

O modelo assume que, se o *Extratativismo vegetal* é maior ou igual a Médio, este afeta negativamente a *Complexidade da vegetação*. As relações entre o agente *Conhecimento tradicional* e as entidades, *Agricultura Tradicional* e *Matriz de cerrado* estão representados no modelo causal da Figura 5. Note-se que neste estado, nem *Extratativismo vegetal*, nem *Pecuária tradicional* afeta *Complexidade da vegetação*, porque ambas as variáveis assumem valores abaixo de Médio.



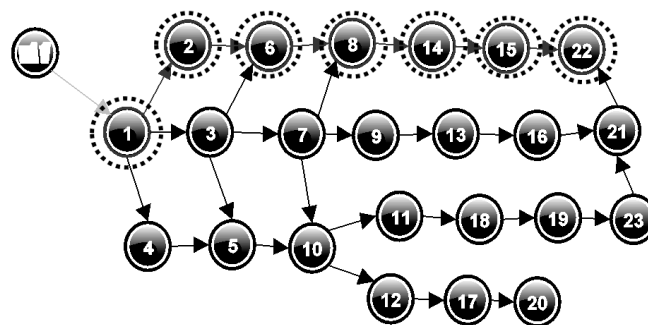
**Figura 5:** Modelo causal representando relações entre o agente Conhecimento popular e da agricultura tradicional e entidades Cerrado matriz produzida por um determinado estado produzido após uma simulação preliminar.

## 5.6. Resultados

Não considerando as simulações preliminares, foram realizadas oito simulações, de modo que cada cenário representou a influência que cada manejo (intensivo ou tradicional) teve sobre cada um dos três grupos de aves. Além disso, fizemos duas simulações para captar a influência de cada manejo em ambos os grupos florestais. Uma vez que as simulações da influência do manejo de ambos os grupos florestais produziu um grande número de estados, apenas os modelos causais produzidos por um dos estados inicial foram utilizados. Os dois diagramas podem ser usados para explicar as simulações em que cada grupo de aves foi individualmente afetado por cada manejo. Em todos os cenários iniciais, a *Matriz de cerrado* é composta de um mosaico de cerrado e campo sujo em que o *Risco de predação* é Alta, os *Recursos alimentares* Abundância de sítios de nidificação é Médio, a *Heterogeneidade horizontal* e a *Complexidade vegetação* é Máximo e *Permeabilidade às espécies florestais* é Grande. A *Riqueza de espécies de não-florestais, especialistas e generalistas florestais* são Muito alto em cada uma das simulações. Os resultados das simulações foram como se segue:

### 5.6.1 Simulações sobre o efeito da agricultura intensiva sobre os três grupos de aves

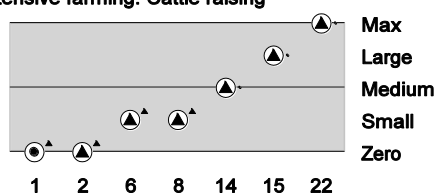
As cadeias causais das quatro simulações (sobre o efeito da agricultura intensiva sobre as espécies não-florestais, especialista, generalistas florestais e ambos os grupos florestais) começa com cenários iniciais em que a *Taxa de investimentos financeiros*, por parte do agente *Investidor* aumenta *Recursos financeiros*, levando à intensificação (via *Taxa de intensificação agrícola* positiva). A *Agricultura intensiva* afeta *Abundância de sítios de nidificação* pelo aumento do nível de *Mecanização*, reduzindo a *Heterogeneidade horizontal* e *Complexidade da vegetação*. *Recursos alimentares* são diretamente afetados (P-) por *Agrotóxicos* e indiretamente pela complexidade da vegetação e diminuição da *Heterogeneidade horizontal*. Com relação às aves não-florestais, a diminuição da *Complexidade da vegetação* aumenta o *Risco de predação*, que diminui a *Sobrevivência e fitness das spp. não-florestais* e, conseqüentemente, afeta negativamente *Taxa de variação sp. não-florestais*. Portanto, a *Riqueza de spp. não-florestais* diminui de Muito alto para valores Muito baixo. O grafo de estado produzido a partir da simulação sobre o efeito do manejo intensivo sobre as aves não-florestais, destacando o caminho [1-2-6-8-14-15-22], está mostrada na Figura 6.



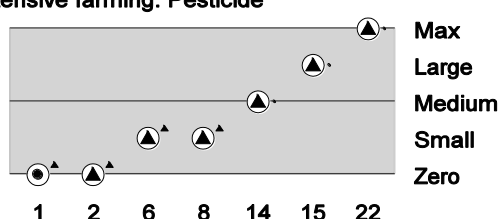
**Figura 6:** Grafo de estado produzido a partir da simulação da influência da agricultura intensiva sobre espécies não-florestais. O caminho comportamental [1-2-6-8-14-15-22] é realçado e a história valor associado a esta trajetória é mostrada na Figura 7.

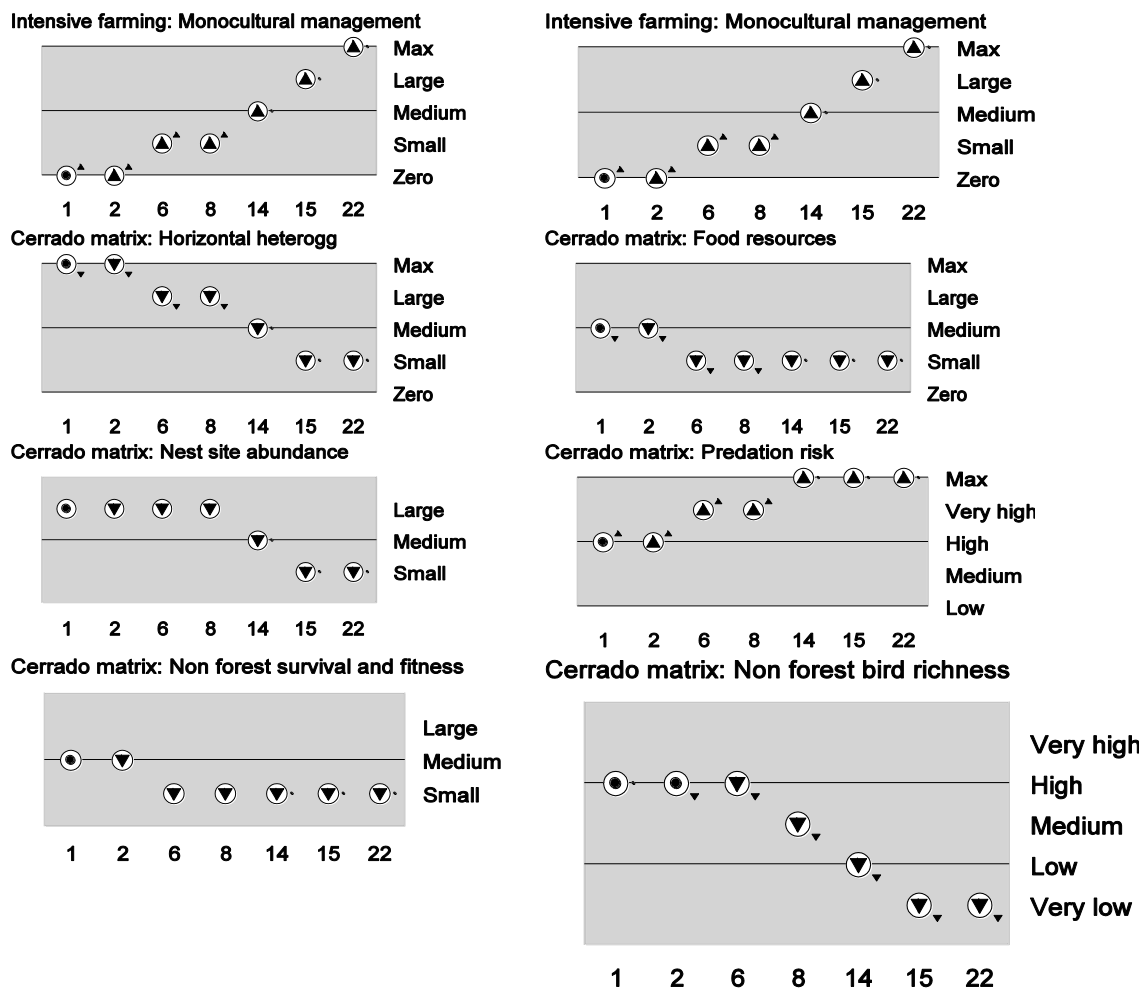
O diagrama de história valores das quantidades selecionadas referentes a esta trajetória são mostradas na Figura 7. O modelo causal produzido a partir em um dos estados finais (22) dessa trajetória, é mostrada na Figura 8.

Intensive farming: Cattle raising

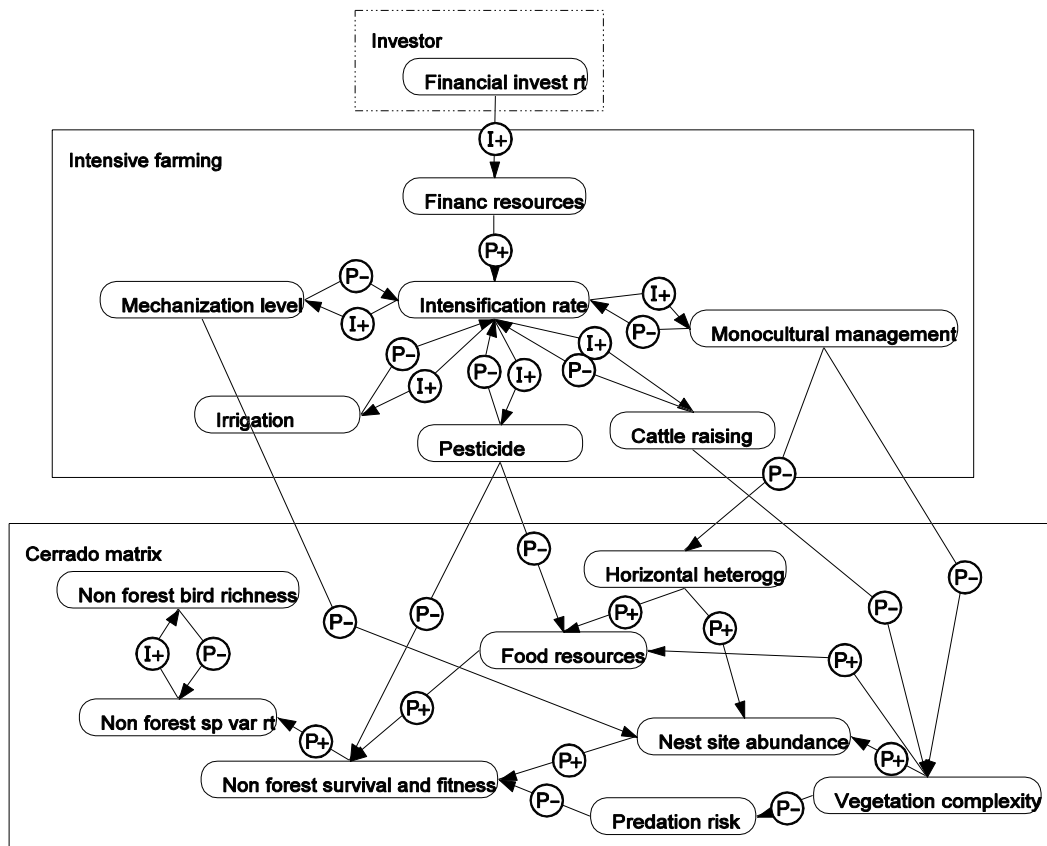


Intensive farming: Pesticide





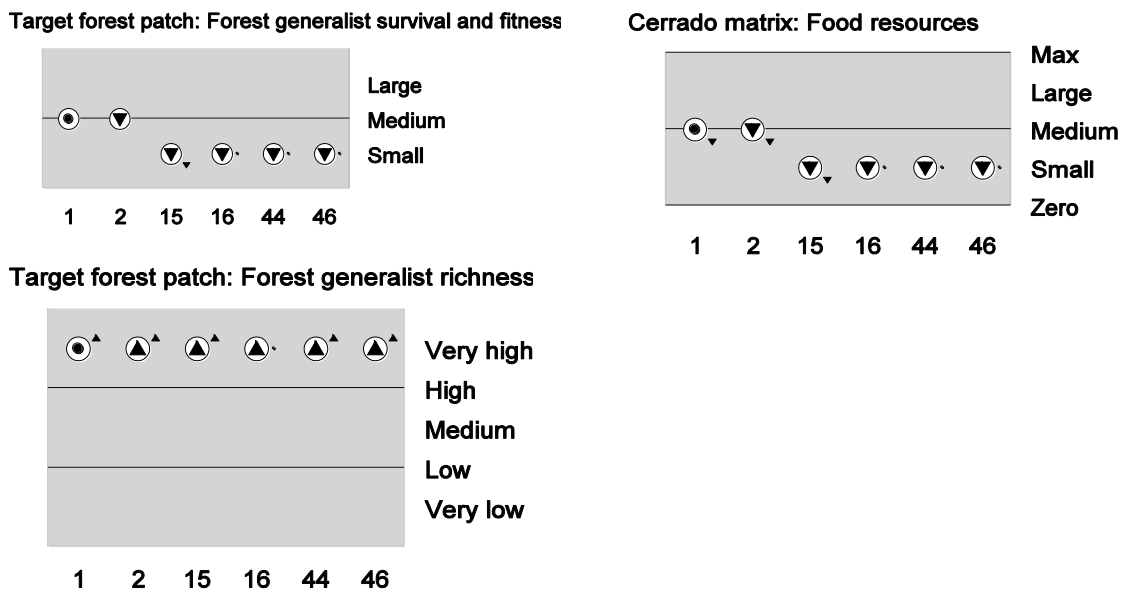
**Figura 7:** História de valores das quantidades selecionadas produzidas a partir da simulação da influência da agricultura intensiva sobre as aves não-florestais em um dos caminhos comportamentais. Números debaixo figuras representam o caminho comportamental para o qual a história de valor está associada.



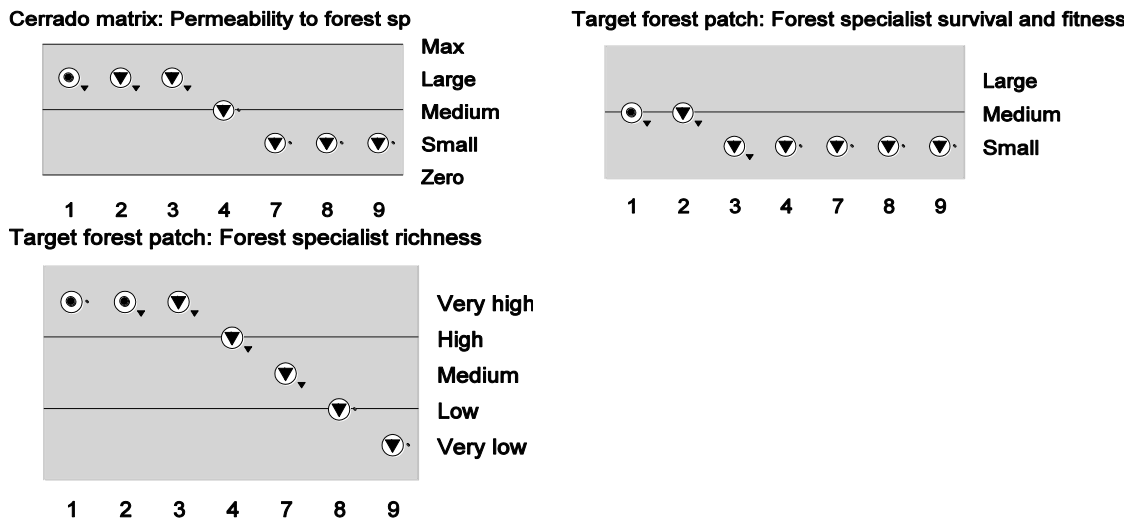
**Figura 8:** Modelo causal representando todas as relações ativas no estado "22" produzido a partir da simulação do cenário em que a agricultura intensiva afeta espécies não-florestais.

Embora a simulação tenha produzido mais do que um caminho comportamental, o efeito sobre a riqueza das spp. não florestais é basicamente o mesmo. Com relação à simulação referente à influência da agricultura intensiva nas espécies generalistas florestais que habitam o *Fragmento florestal alvo*, o declínio dos *Recursos alimentares* e *Abundância sítios de nidificação* na *Matriz de cerrado* adjacente, associado à drenagem de *Corpo d'água* pela *Irrigação* leva a um declínio na *Sobrevivência e fitness das spp. generalistas florestais*. No entanto, a *Quantidade de propágulos* do *Fragmentos florestais vizinhos* influencia positivamente a *Sobrevivência e fitness dos generalistas florestais*, de forma que a *Riqueza de generalistas florestais* é mantido Muito alto. Os diagramas de história valor de algumas das variáveis em um dos caminhos comportamentais produzido pela simulação é mostrado na Figura 9. Embora a simulação produziu outros caminhos possíveis, o efeito sobre a *Riqueza generalistas florestais* foi basicamente a mesma em todas as trajetórias.

No que se refere aos especialistas florestais, a diminuição da *Permeabilidade às spp. florestais* causada por associação da redução da *Complexidade da vegetação* e aumento do *Risco de predação* associado a *Matriz de cerrado* afeta negativamente aves florestais. Assim, a *Riqueza de especialistas florestais* sofre declínio em todos os caminhos comportamentais. A história de valor de um caminho comportamental produzido a partir da simulação da influência do manejo intensivo sobre especialistas florestais é mostrado na Figura 10. O modelo causal produzido a partir do primeiro estado da simulação de agricultura intensiva em ambos os grupos de aves florestais são mostrados na Figura 11.

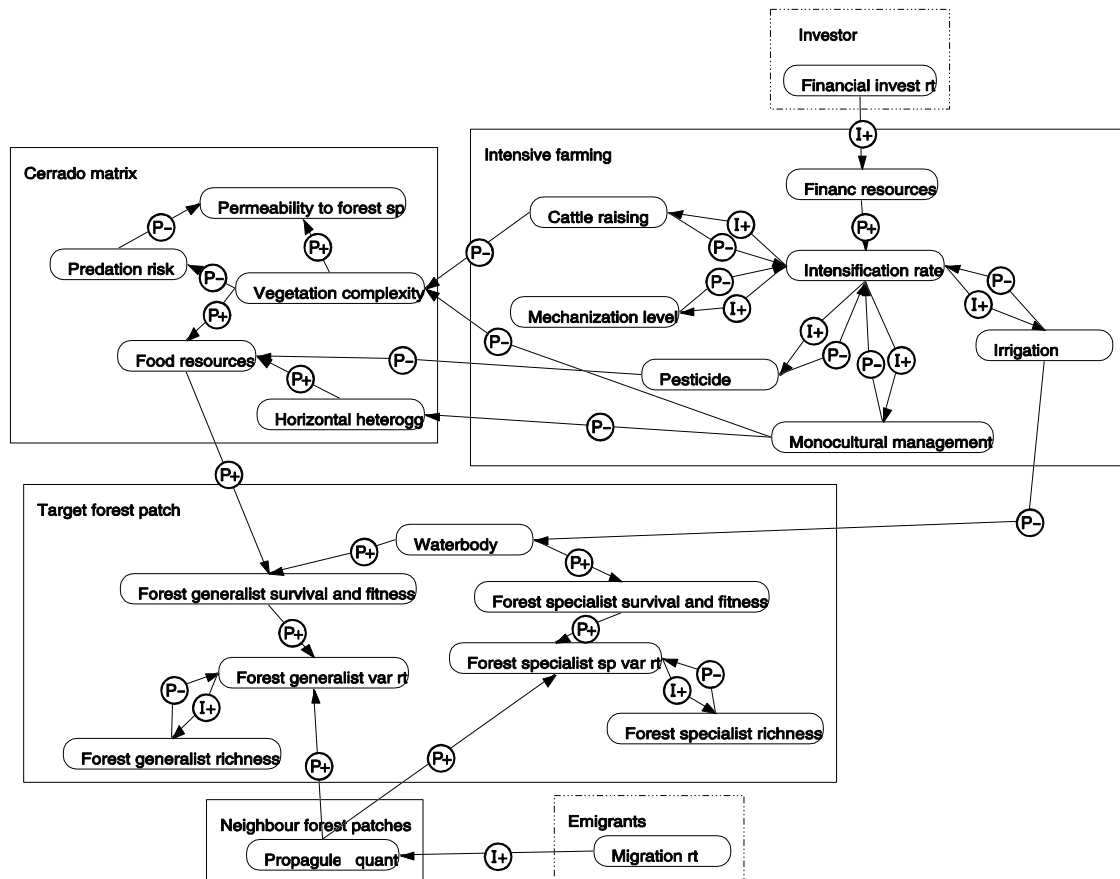


**Figura 9:** A história valor das quantidades selecionadas resultantes da simulação da influência da agricultura intensiva nas aves generalistas florestais.



**Figura 10:** A história valor associado com o comportamento de quantidades selecionadas resultantes da simulação da influência da agricultura intensiva de aves florestais especialistas.

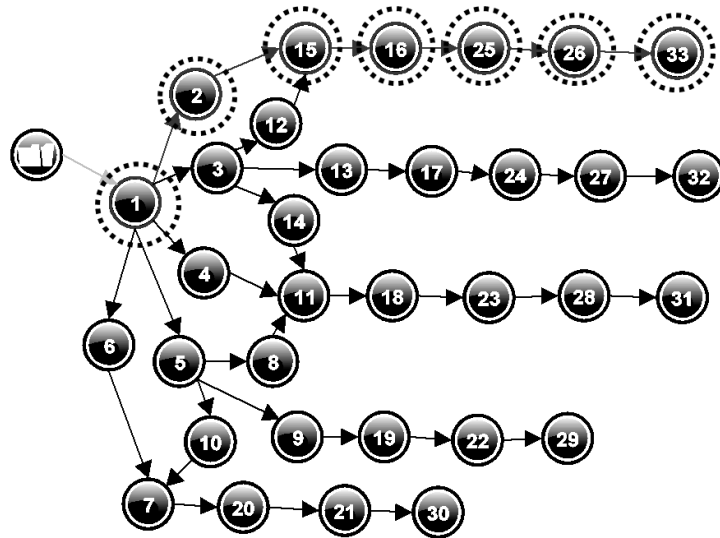




**Figura 11:** Modelo causal representando as influências ativas no primeiro estado da simulação da influência da agricultura intensiva em ambos os grupos florestais.

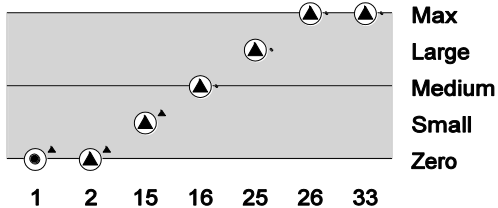
### 5.6.2. Simulação do efeito da agricultura tradicional nos três grupos de espécies

A cadeia causal começa com o agente *Conhecimento popular* aumentando a *Manutenção etnoecológica*, que aumenta a *Taxa de manejo tradicional*. Todas as práticas tradicionais (*Fogo anual*, *Pecuária tradicional*, *Extratativismo vegetal* e *Caça de subsistência*) aumentam afetando quantidades associadas a *Matriz de cerrado*, aumentando a *Heterogeneidade horizontal*, afetando negativamente a *Complexidade da vegetação*, através da *Pecuária tradicional*, e influenciando diretamente a *Sobrevivência e fitness das spp. florestais* por meio da *Caça de subsistência*. Devido aos efeitos contraditórios desse manejo nas *Taxas de variação das spp. não-florestais*, tais como aumento dos *Recursos alimentares* e aumento do *Risco de predação*, *Riqueza sp. não-florestais* podem ser mantidas em valores Muito alto ou reduzida para Muito baixo. A Figura 12 mostra o gráfico de estado produzido após simulação do efeito do *Manejo tradicional* nas aves florestais destacando o caminho comportamental [1-2-15-16-25-28-33]. As histórias de valores das quantidades selecionadas associados a este caminho são mostradas na Figura 13. A Figura 14 mostra um outro caminho comportamental [1-5-9-19-22-29] produzido a partir da simulação da influência da agricultura tradicional nos generalistas florestais.

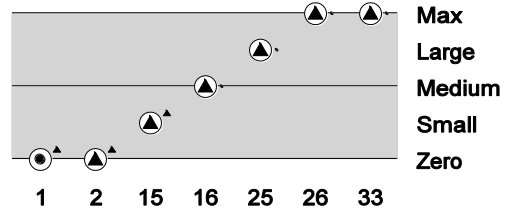


**Figura 12:** Grafo de estado da simulação da influência do manejo tradicional nas espécies não-florestais. O caminho comportamental "1 -2-15-19-25-28-33 "é destaque e a história valor associado a esta trajetória é mostrada na figura 13.

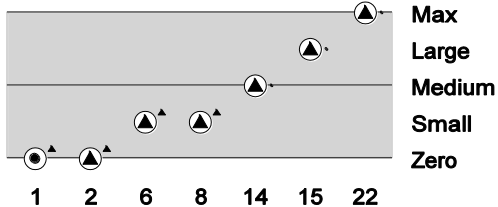
**Traditional farming: Annual fire**



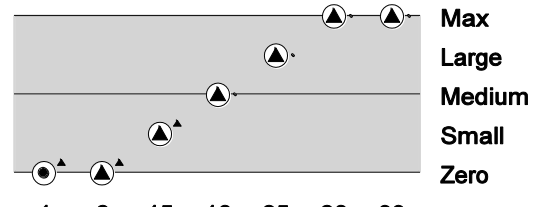
**Traditional farming: Subsistence hunting**



**Intensive farming: Monocultural management**



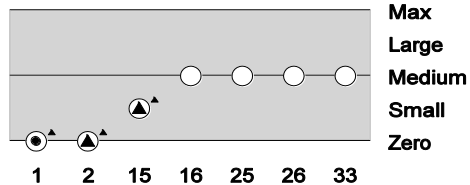
**Traditional farming: Small holder agriculture**



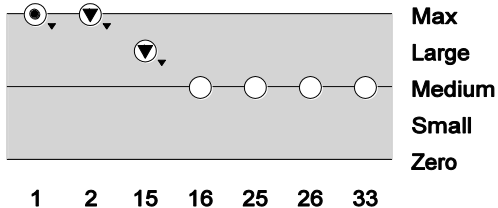
**Cerrado matrix: Horizontal heterogg**



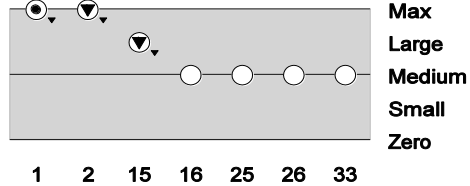
**Traditional farming: Cattle raising**



**Cerrado matrix: Vegetation complexity**

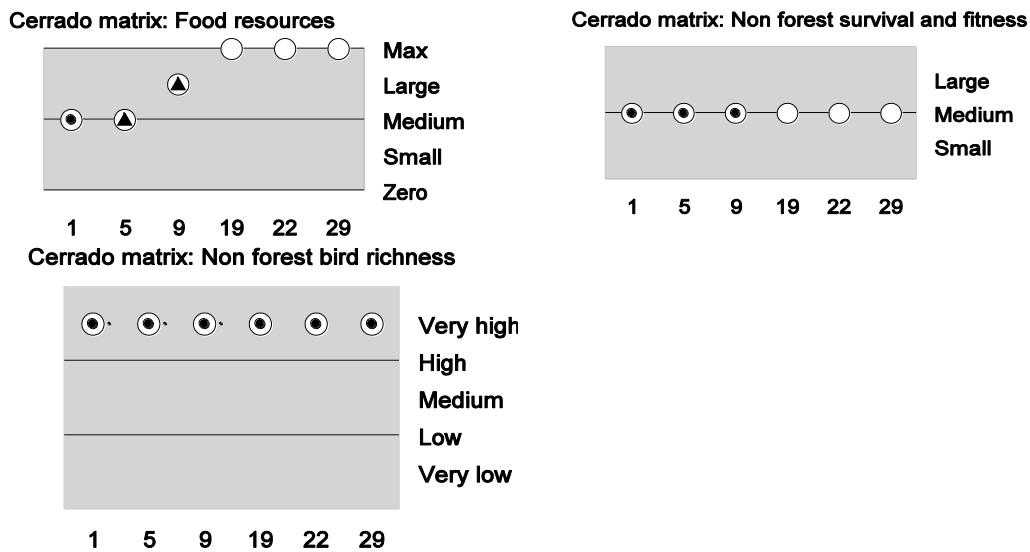


**Cerrado matrix: Vegetation complexity**





**Figura 13:** A história de valores associadas a quantidades selecionadas resultantes da simulação da influência da agricultura intensiva sobre as espécies não-florestais.



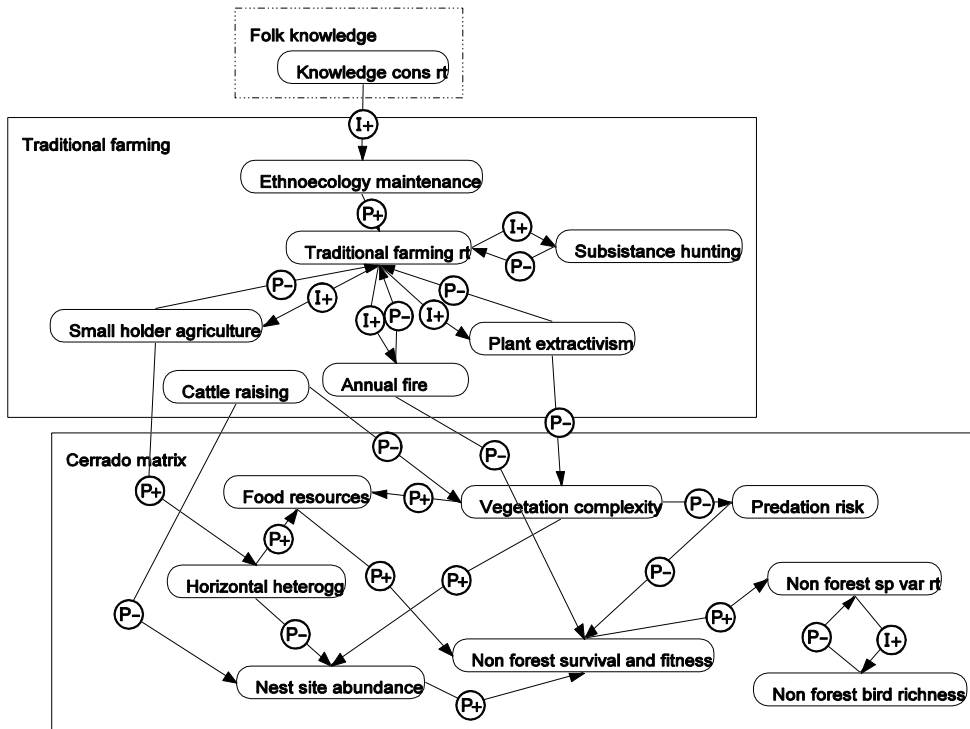
**Figura 14:** A história valor das quantidades selecionadas resultantes da simulação da influência da agricultura tradicional nas espécies não-florestais a partir de um outro caminho comportamental possível.

Note-se que este caminho comportamental também está presente no estado gráfico mostrado na Figura 11. Nessa trajetória, *Recursos alimentares* aumentam, de forma que *Sobrevivência e fitness* recebem influências positivas (ex. *Recursos alimentares*) e negativas (*Fogo anual*) levando a manutenção da *Sobrevivência e fitness das spp. não-florestais* em valores Médios. O modelo causal produzido após o estado final "33" é mostrado na Figura 15.

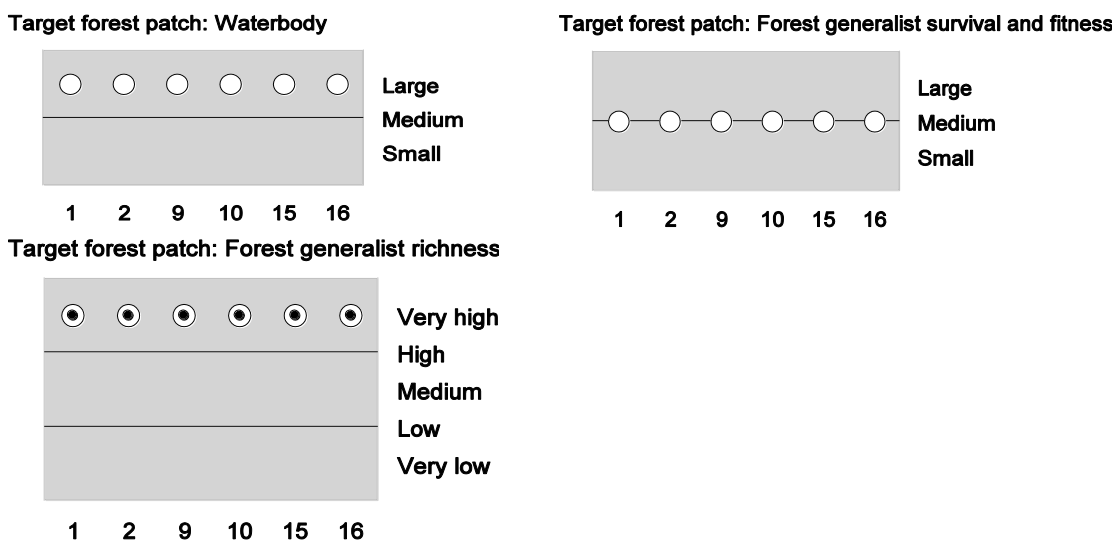
Em relação aos generalistas florestais, a *Caça de subsistência* afeta negativamente (P-) *Sobrevivência e fitness das spp. generalistas florestais*, assim, diminui a *Taxa de variação de spp. florestais*. Por outro lado, a *Quantidade de propágulos* associada aos *Fragmentos florestais vizinhos* aumenta a *Taxa de variação das spp. generalistas florestais* aumentando assim a *Riqueza sp. generalistas florestais*.

Por causa das múltiplas forças que agem positivamente e negativamente na *Taxa de variação de generalistas florestais* e uma vez que muitas dessas forças tem uma condição baseada em valores de quantidade, a *Riqueza sp. generalistas florestais* é mantido em valores "Alto" em todos os caminhos possíveis. A história valor associada a um caminho comportamental produzido a partir da simulação da influência do manejo tradicional em generalistas florestais é mostrado na Figura 16. Quanto aos especialistas florestais, a redução da *Permeabilidade as spp. florestais* para Médio mantém a relação

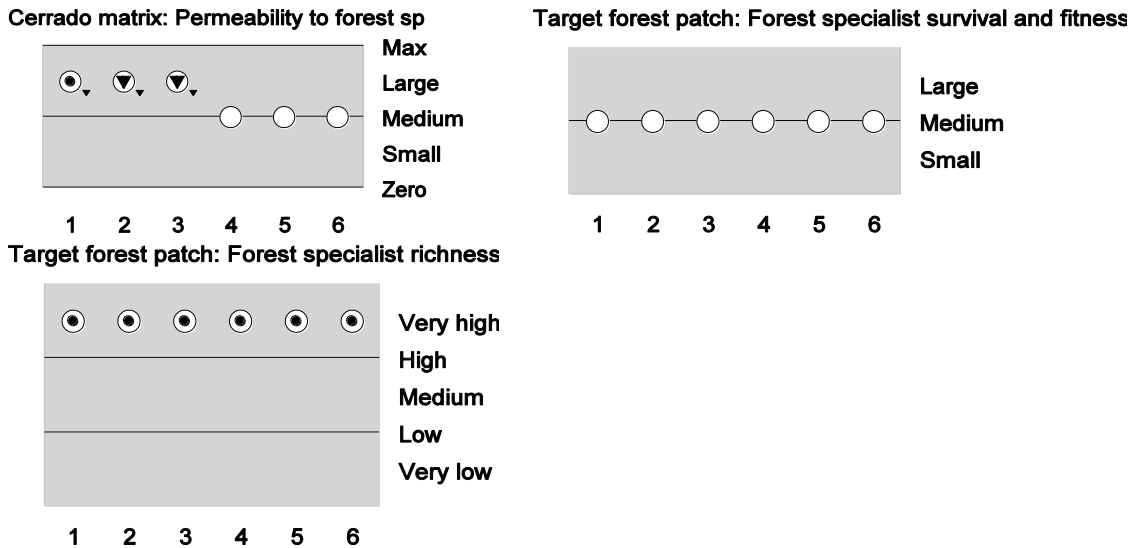
entre a *Quantidade de propágulos* e a *Taxa de variação spp. especialistas florestais* ativo. Como consequência, a *Riqueza de especialistas florestais* é mantida estável em Muito alto no único caminho comportamental possível [1-2-3-4-5-6]. A história valor de quantidades selecionadas associados a este caminho comportamental é mostrado na Figura 17. O modelo causal associado com o estado inicial de simulação do efeito do manejo tradicional em ambos os grupos florestais é mostrado na Figura 18.



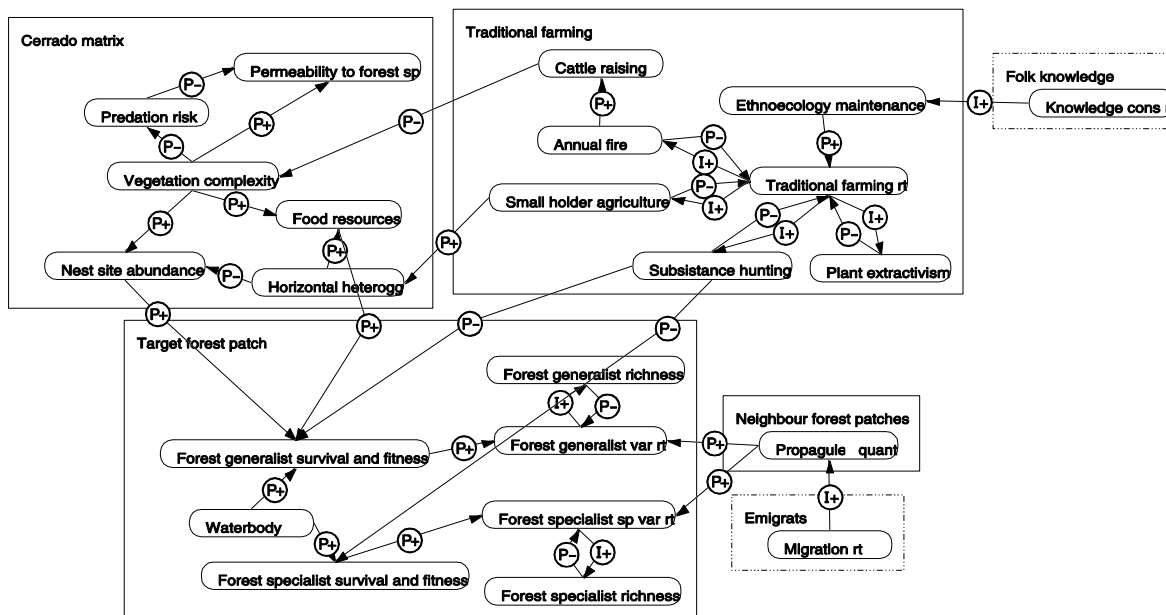
**Figura 15:** Modelo causal representando todas as relações ativas no estado "33 " produzido após a simulação do cenário em que a agricultura tradicional afeta as espécies não-florestais.



**Figura 16:** A história de valores das quantidades selecionadas resultantes de um dos caminhos comportamentais produzidos após simulação da influência da agricultura tradicional em generalistas florestais.



**Figura 17:** A história de valores de quantidades selecionadas resultantes a partir de um dos caminhos de comportamento produzidos após simulação da influência da agricultura tradicional em espécies generalistas florestais



**Figura 18:** Modelo causal associado a um dos estados iniciais produzidos após simulação da influência da agricultura tradicional em ambos os grupos de espécies florestais.

## 5.7. Discussão

### 5.7.1 Comparação entre os efeitos de práticas de manejo

A agricultura intensiva leva a um declínio de espécies não-florestais e especialistas florestais, enquanto generalistas florestais mantêm-se estáveis. Por outro lado, a agricultura tradicional leva a uma diminuição ou a manutenção das espécies não-florestais e a manutenção de ambos os grupos de espécies florestais. O manejo intensivo pode afetar negativamente espécies de aves, através do efeito direto do uso de *Agrotóxicos* e *Mecanização* e indiretamente reduzindo *Heterogeneidade espacial*. A agricultura intensiva também impactou aves florestais de um modo não-trivial, como o

impacto da *Irrigação* sobre os *Corpos d'água* florestais. Na região do Cerrado, áreas alagadas no interior das florestas são mais importantes para a riqueza de aves do que o tamanho do fragmento florestal (Marini, 2001). No Brasil Central há muitos pivôs de irrigação em fazendas de agricultura intensiva que drenam os cursos d'água existentes no interior das matas ciliares e matas alagadas. Quando vistos de cima, os pivôs formam círculos na paisagem (ver Figura 1.b). Assume-se aqui que os principais impactos do manejo tradicional são a caça, fogo e pecuária. A caça é uma ameaça considerável para florestas tropicais (Galetti 2001, Peres 2001), mas, uma vez que se as espécies caçadas são sobretudo espécies de grande porte, ele não deve levar a um declínio de toda a avifauna, mas principalmente os grandes frugívoros (Silva & Tabarelli, 2000). Entretanto, o impacto da caça não deve ser negligenciado e projetos de educação ambiental devem ser implementados para diminuir a pressão de caça. Aspectos sociais, tais como aumento da renda da população local leva, geralmente, a uma diminuição na pressão de caça (Loibooki et al., 2002, Wilkie & Carpenter, 1999), de modo que as políticas públicas que aumentem a renda, e educação associada a uma fiscalização anti-caça eficiente, pode contribuir para a conservação das aves. No caso dos incêndios, as espécies típicas de cerrado estão adaptadas ao fogo (Cavalcanti & Alves, 1997; Machado, 2000), no entanto, um efeito à longo prazo sobre a comunidade de aves pode ser negativo (Sedonda, 2009). Uma diminuição na densidade de gado e de redução no regime de fogo deve atenuar o impacto do manejo tradicional (Neely & Hatfield, 2007, Savadogo et al., 2007). No entanto, tem-se sugerido que o tempo de repouso seja mais importante do que a densidade de animais criados *per se*, sendo que o tempo de repouso é a chave para a sustentabilidade dos sistemas pecuários (Savory, 1999). Por isso, programas educacionais que, em conjunto com os agricultores, definam manejo de pastoreio adequado, regime de fogo, a densidade de gado e o tempo de repouso, são necessários. Outros impactos do manejo tradicional devem ser considerados, tais como extrativismo em comunidades vegetais que podem alterar a estrutura da vegetação (Peres et al., 2003; Oliveira, 2009) e base de recursos para espécies animais e, conseqüentemente, afetar a longo prazo a dinâmica das populações de aves.

Com respeito à agricultura intensiva, é improvável que esta pudesse ser feita com menor impacto, uma vez que depende fundamentalmente do manejo monocultural, pesticidas, maquinário agrícola, irrigação e agrotóxicos. Intensificação agrícola de paisagens compostas por mosaicos de savana-floresta leva à perda de espécies de aves, de modo que a riqueza futura dessas paisagens poderão ser apenas um subconjunto das espécies de hoje. Como as espécies generalistas florestais não são diretamente afetadas no mesmo grau das espécies não-florestais e são menos sensíveis do que os especialistas florestais, é provável que as comunidades futuras sejam restritas às espécies generalistas florestais.

### **5.7.2. A heterogeneidade é a chave**

A heterogeneidade de habitats é, há muito tempo, reconhecida por regular a diversidade de espécies de comunidades em "habitats naturais" (MacArthur & MacArthur, 1961; Pianka, 1966; Roth, 1976). Uma maior heterogeneidade permite uma maior diversidade de nichos (MacArthur & MacArthur, 1961), bem como a coexistência de espécies que utilizam o mesmo nicho (Begon et al., 1996). A incorporação da heterogeneidade em modelos baseados na predação (por exemplo, Lotka-Volterra e sistemas Nicholson-Bailey [Beddington et al., 1978]), mostram que ambientes

heterogêneos permitem a estabilização da dinâmica predador-presa. Tais resultados foram corroborados por dados empíricos (Paine, 1969). Quanto ao efeito da heterogeneidade da matriz na dinâmica de metapopulações, Gustafson e Gardner (1996) construíram um modelo de dispersão baseado em decisões individuais para avaliar o efeito da heterogeneidade da matriz sobre a emigração e as taxas de imigração. Os resultados não foram claros, de modo que a heterogeneidade poderia aumentar ou diminuir a probabilidade de ocupação das manchas (Gustafson & Gardner, 1996).

Outros modelos corroboram esses achados sugerindo que a heterogeneidade aumenta a imprevisibilidade de dispersão (Vandermeer & Carvajal, 2001; Revilla et al., 2004). A *complexidade da vegetação* pode facilitar o movimento de pássaros florestais, de modo que uma matriz composta por vegetação em estágio inicial de regeneração (microespacialmente heterogênea) é mais permeável do que matrizes abertas, como pastagens (Stouffer & Bierregaard, 1995; Antongiovanni & Metzger, 2005; Castellon & Sievings, 2006). Portanto, uma metapopulação inserida em uma matriz agrícola heterogênea pode permitir movimentos de espécies aumentando a conectividade de paisagens agrícolas (Donald & Evans 2006, Perfecto & Vandermeer 2010). As comparações dos resultados encontrados no modelo atual com tais trabalhos são difíceis em consequência das diferenças nas técnicas de modelagem, espécies-alvo e as configurações da paisagem. No entanto, o modelo aqui descrito corrobora com a literatura sobre o fato de que o aumento heterogeneidade da matriz (no presente modelo causada pelo manejo tradicional) aumentar a imprevisibilidade da dispersão e, conseqüentemente, aumentar a imprevisibilidade dinâmica da comunidade.

No que se referem a espécies habitando o agroecossistema, Benton e colegas (2003) desenvolveram uma explicação brilhante e simples para o declínio diversidade induzida pela diminuição da heterogeneidade espacial e temporal em diferentes escalas causadas pela intensificação agrícola. O modelo aqui descrito associa os efeitos da perda de heterogeneidade da matriz sobre as espécies que a habitam e as espécies que habitam manchas florestais inseridos nesta matriz, como uma consequência da intensificação da agricultura. Associar processos que atuam diretamente na matriz com dinâmicas metapopulacionais gera um padrão qualitativo de como a intensificação agrícola da matriz afeta a comunidade habitando paisagens em mosaicos. O modelo aqui descrito assume que a heterogeneidade influencia a predação, o que, por sua vez, influencia espécies que habitam a matriz (savana), bem como espécies que utilizam a matriz como uma um conduto (espécies florestais). Associado à heterogeneidade, a predação é conhecida por ser uma das forças principais que moldam as comunidades (Gilinsky, 1984; Paine, 1969) e pode agir diretamente causando mortalidade, bem como ter efeitos não letais através do risco de predação (Lima, 2009; Lima & Valone, 1991; Whittingham & Evans, 2004). O risco de predação por si só pode influenciar grandemente as comunidades, por exemplo, aves não se estabelecem em locais que apresentem alto risco de predação (Lima & Valone, 1991). Assume-se aqui que as espécies florestais e não florestais são "dependentes de cobertura vegetal" em suas táticas anti-predatórias de escape (Lima & Valone, 1991). Isso significa que eles percebem o ambiente heterogêneo com maior cobertura vegetal como sendo mais seguro do que ambientes abertos, porque arbustos e árvores podem fornecer abrigo contra predadores. A dependência de cobertura vegetal é a tática de escape mais utilizadas em comunidades de aves em ambientes campestres com algum nível de cobertura vegetal arbustiva ou arbórea (Lima & Valone, 1991). Dessa forma, presume-se que esse padrão deve ocorrer em aves do cerrado. Portanto, a complexidade vegetal é reduzida pela intensificação agrícola, o que leva a um maior risco de

predação (a percebida e a efetiva) (Whittinghan & Evans, 2004; Brickle et al., 2000). A predação de ninhos também é afetada negativamente pela heterogeneidade (Bowman & Harris, 1980), bem como táticas anti-predatórias de nidificação (Martin, 1988).

Outro aspecto importante do risco de predação é que este afeta não só a comunidade que habita a matriz, mas pode também ser o principal componente da permeabilidade da matriz para as espécies florestais. A explicação para isso é que as espécies florestais, quando dispersam pela matriz, enfrentam um grande risco de serem predadas (Bélisle et al., 2001; Boscolo et al., 2008; Harris & Reed, 2002). Deve-se notar que as aves florestais devem ser altamente dependentes da cobertura vegetal, como tática para escapar de seus predadores, uma vez que os habitats naturais em que vivem são complexos e com grande cobertura vegetal. Esta é uma explicação para a relutância das espécies florestais em cruzar áreas abertas (Desrochers & Hannon, 1997). A intensificação da agricultura, reduzindo a heterogeneidade espacial, especialmente o componente complexidade da vegetação, pode diminuir a permeabilidade da matriz, aumentando o risco de predação.

Estudos sugerem que matrizes sujeitas a agricultura intensiva no Brasil têm grande abundância de aves de rapina (Carvalho & Marini, 2007). Esta grande pressão de predação, associada com uma diminuição da segurança real e percebida pelas aves pode dificultar os movimentos de aves florestais em paisagens agrícolas intensivas. A importância das relações entre predação, heterogeneidade e as práticas agrícolas sobre espécies florestais e não-florestais são apuradas por meio de modelos causais. Estes diagramas têm valor heurístico porque organizam e formalizam as relações de causalidade relevantes, a fim de compreender melhor o sistema modelado.

### **5.7.3. Potencial de modelos qualitativos para resolução de problemas em ecologia**

Como os dados biológicos básicos são difusos, imprecisos e encontrados essencialmente em baixa resolução (Salles & Bredeweg, 2006), modelos numéricos que dependem de relações precisas podem desconsiderar as variações naturais dos dados, de modo que suposições irrealistas são muitas vezes feitas. Portanto, os modelos que sacrificam a precisão em detrimento do realismo e generalidade são necessários (Levins, 1966). O modelo aqui descrito visa compreender e prever o impacto da intensificação agrícola da matriz sobre as aves que habitam um mosaico de floresta-savana. Tal modelagem não poderia ser feita usando modelos numéricos, porque dados sobre relações numéricas precisas sobre as aves habitando paisagens heterogêneas são raros e, no caso do Cerrado, ausentes. No entanto, é improvável que o modelo tenha capturado todas as relações relativas ao sistema em estudo (nenhum modelo poderia). A construção de modelos qualitativos requer a exclusão das relações que podem existir em certas circunstâncias específicas, ou em outra escala espaço-temporal, mas pode não ser relevante para os sistemas de dinâmica global.

Finalmente, o raciocínio qualitativo têm se mostrado uma poderosa ferramenta para a construção de modelos ecológicos e modeladores devem ser encorajados a usar esta técnica para explorar este tipo de modelagem em suas potencialidades de previsão. Aqui, apresenta-se um exemplo de como raciocínio qualitativo pode ser usado para prever comportamentos de sistemas biológicos em diferentes cenários, oferecendo uma abordagem causal para a tomada de decisão usando dados de baixa resolução.



## 5.8. Conclusão

Ambas as práticas agrícolas tiveram impacto negativo sobre a comunidade de aves do Cerrado, apoiando a ideia de que áreas grandes e numerosas devem ser conservadas sem influências humanas (por exemplo, Unidades de Conservação). No entanto, as duas práticas agrícolas produziram impactos muito diferentes nas aves. A agricultura intensiva leva ao declínio de espécies não-florestais, pois influencia diretamente a matriz. No que se refere as espécies florestais, a agricultura intensiva mantém generalistas estáveis e leva a diminuição dos especialistas. Isso acontece porque a agricultura intensiva afeta negativamente a suplementação (comportamento de uso da matriz como um habitat extra para alimentação e defesa do território) e a dispersão através da matriz (porque diminui a permeabilidade às espécies florestais). Uma vez que generalistas florestais são mais vágéis e menos sensíveis do que os especialistas, o efeito de resgate por parte de populações que habitam fragmentos florestais vizinhos pode prevenir o declínio de generalistas.

O *Manejo tradicional* desestabilizou as espécies não-florestais, mas não teve efeito sobre ambos os grupos florestais. Dessa forma, no que se refere a conservação de aves, tal manejo deve ser preferível à agricultura intensiva, corroborando a hipótese do trabalho.

## 5.9. Referências

- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric Ecosyst Environ* 74(1-3), 19–31.
- Altieri, M.A. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93(1-3), 1–24.
- Andrade, R.D., Marini, M.Â. 2001 Bird movement between natural forest patches in southeast Brazil, in: Albuquerque, J.L.B., Cândido, Jr, J.F., Straube, F. C., Roos A.L. (Eds) *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. Ed. Unisul, Tubarão.
- Angelsen, A., Kaimowitz, D. 2001. *Agricultural technologies and tropical deforestation*. CABI, Walingford.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* 122(3), 441–451.
- Azevedo, C.S., Ferraz, J.B., Tinoco, H.P., Young R., Rodrigues, M. 2010. Time-activity budget of greater rheas (*Rhea americana*, Aves) on a human-disturbed area: the role of habitat, time of the day, season and group size. *Acta. Ethol.* 1–9.
- Balmford, A., Green, R., Scharlemann, J. 2005. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Glob. Chang. Biol.* 11(10), 1594–1605.
- Beddington, J.R., Free, C.A., Lawton, J.H. 1978. Characteristics of successful natural enemies in models of biological control of insect pests. *Nat.* 273(5663), 513.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. 1996. *Ecology: individuals, populations, and*

communities. Wiley-Blackwell, Maden.

- Beissinger, S.R., & Westphal, M.I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal Wildl. Manag.* 821–841.
- Belfrage, K., Björklund, J., Salomonsson, L. 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *Ambio.* 582–588.
- Bélisle, M., Desrochers, A., Fortin, M.J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecol.* 82(7), 1893–1904.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol Evol.* 18(4), 182–188..
- Benton, T.G. 2007. Managing farming's footprint on biodiversity. *Science*, 315(5810), 341.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., Metzger, J.P. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotrop.* 40(3), 273–276.
- Borges Filho, H.C., Felfili, J.M. 2003. Avaliação dos níveis de extrativismo da casca de barbatimão [*Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville] no Distrito Federal, Brasil. *Revist. Árvore.* 5, 27, 735–745.
- Bowman, G.B., Harris, L.D. 1980. Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *J. Wildl. Manag.* 44(4), 806–813.
- Brannstrom, C., Jepson, W., Filippi, A. M., Redo, D., Xu, Z., Ganesh, S. 2008. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Pol.* 25(4), 579–595.
- Bredeweg, B., Linnebank, F., Bouwer, A., Liem, J. 2009. Garp3–Workbench for qualitative modelling and simulation. *Ecol Info.* 4(5-6), 263–281.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L., & Oyugi, J.O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* 13(5), 1140–1150.
- Brickle, N.W., Harper, D.G.C., Aebischer, N.J., Cockayne, S.H. 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *J. Appl. Ecol.* 37(5), 742–755.
- Brumbach, R., Flynn, P. 1980. Agribusiness in the Americas. Monthly Review Press, New York.
- Busby, D.G., Pearce, P.A., Garrity, N.R., Reynolds, L.M. 1983. Effect on an organophosphorus insecticide on brain cholinesterase activity in White-Throated Sparrows exposed to aerial forest spraying. *J. Appl. Ecol.* 20(1), 255–263.
- Bustamante, P.G., Correia, J.R., Lima, I.L.P., Cavechia, L.A. 2009. Recursos genéticos utilizados para a alimentação pelas famílias dos agricultores da comunidade Água Boa 2, no município Rio Pardo de Minas. ([http://www.cnpat.embrapa.br/sbsp/anais/Trab\\_Format\\_PDF/108.pdf](http://www.cnpat.embrapa.br/sbsp/anais/Trab_Format_PDF/108.pdf) assessed at 19/01/2010.).

- Butler, S. J., Vickery, J. A., & Norris, K. 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Sci.* 315(5810), 381
- Carson, R., 1962. Silent spring. Houghton Mifflin
- Castellon, T.D., Sieving, K.E., 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conserv. Biol.* 20(1), 135–145.
- Carvalho, A., Marini, M.Â. 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. *Bird Conserv. Internat.* 17(04), 367–380.
- Cavalcanti, R.B., Alves, M.A.S. 1997. Effects of fire on savanna birds in Central Brazil. *Ornit. Neot.* 8(1), 85–87.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37(5), 771–788.
- Cooper, R.J., Dodge, K.M., Martinat, P.J., Donahoe, S.B., Whitmore, R.C. 1990. Effect of diflufenzuron application on eastern deciduous forest birds. *J. Wildl. Manag.* 54(3), 486–493.
- Desrochers, A., Hannon, S.J. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conserv. Biol.* 11(5), 1204–1210.
- Diniz-Filho, J.A.F., Oliveira, G., Lobo, F., Ferreira, L.G., Bini, L.M., Rangel, T.F. 2009. Agriculture, habitat loss and spatial patterns of human occupation in a biodiversity hotspot. *Sci. Agricola.* 66(6), 764–771.
- Donald, P.F., Evans, A.D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *J. Appl. Ecol.* 43(2), 209–218.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. Royal Soc. Lond. Ser. B: Biol. Sci.* 268(1462), 25.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* 38(2), 201–341.
- Falkenhainer, B., Forbus, K.D. 1991. Compositional modeling: finding the right model for the job. *Artif. Intell.* 51(1-3), 95–143.
- Faria, C., Rodrigues, M. 2009. Birds and army ants in a fragment of the Atlantic Forest of Brazil. *J. Field Ornithol.* 80(4), 328–335.
- Faria, D., Laps, R.R., Baumgarten, J., Cetra, M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 15(2), 587–612.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Maning, A.D., Mooney, A.H., Pejchar, L., Ranganathan, J., Tallis, H. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6(7), 380–385.
- Forbus, K.D. 1984. Qualitative process theory. *Artif. Intell.* 24(1-3), 85–168.

- Freitas, G.H.S. 2011. História natural de dois furnarídeos (Aves: Furnariidae) endêmicos dos campos rupestres da porção meridional da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais. Universidade de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie, S.R., Carter, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. Biol.* 9(6), 1425–1441.
- Galetti, M. 2001. Indians within conservation units: Lessons from the Atlantic forest. *Conserv. Biol.* 15(3), 798–799.
- Gilinsky, E. 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecol.* 65(2), 455–468.
- Goulart, F. F., Vandermeer, J., Perfecto, I., Matta-Machado, R. (2009). Análise agroecológica de dois paradigmas modernos. *Rev. Bras. Agroecol.* 4(3). 76-85
- Goulart, F., Vandermeer, J., Perfecto, I., Matta-Machado, R. 2011. Frugivory by five bird species in agroforestry home-gardens. *Agroforest. Syst.* 82:239-246 DOI 10.1007/s10457-011-9398-z
- Green, R.E., Cornell, S. J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Sci.* 307(5709), 550.
- Greenberg, R., Bichier, P., Angon, A.C., Reitsma, R., 1997. Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala. *Conserv. Biol.* 11(2), 448–459.
- Gustafson, E.J., Gardner, R.H., 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecol.* 77(1), 94–107.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Knauer, F., Pilz, S., Kuchenhoff, H., Végvári, Z., Pimentel, R.G., Metzger, J.P. 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landsc. Ecol.* 25(3), 407–417.
- Harris, R.J., Reed, J.M. 2002. Behavioral barriers to non-migratory movements of birds. *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 39, p 275–290).
- Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linnean Soc.* 42(1-2), 73–88
- IBGE 1998 Censo agropecuário 1991-1996: Goiás, número 25. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Klink, C.A., Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. *Conserv. Biol.* 19(3), 707–713.
- Lara, D.X., Fiedler, N.C., Medeiros, M.B. 2010. Uso do fogo em propriedades rurais do cerrado em Cavalcante, GO. *Ciênc. Florest.* 17(1).
- Le Bourlegat, C.A., Costa, R.B. 2003. A fragmentação da vegetação natural e o paradigma do desenvolvimento rural. in: Consta, R.,B., (Ed), Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região centro-oeste. Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande.

- Levins, R. 1966. The strategy of model building in population biology. *Am. Sci.* 54(4), 421–431.
- Lima, S.L. 2009. Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biol. Rev.* 84(3), 485–513.
- Lima, S.L., Valone, T.J. 1991. Predators and avian community organization: an experiment in a semi-desert grassland. *Oecol.* 86(1), 105–112.
- Loibooki, M., Hofer, H., Campbell, K.L.I., East, M.L. 2002. Bushmeat hunting by communities adjacent to the Serengeti National Park, Tanzania: the importance of livestock ownership and alternative sources of protein and income. *Environ. Conserv.* 29(03), 391–398.
- MacArthur, R.H., MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecol.* 42(3), 594–598.
- Machado, R.B. 2000. A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília-DF (Tese). Universidade de Brasília, Brasília
- Martin, T.E. 1988. Habitat and area effects on forest bird assemblages: is nest predation an influence? *Ecol.* 69(1), 74–84.
- Marini, M.Â. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conserv. Internat.* 11(01), 13–25.
- Marini, M.Â. 2010. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 45(1), 1–10.
- Maldonado-Coelho, M., Marini, M.Â. 2004. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biol Conserv.* 116(1), 19–26.
- Marsden, S.J., Symes, C.T., Mack, A.L. 2006. The response of a New Guinean avifauna to conversion of forest to small-scale agriculture. *Ibis.* 148(4), 629–640.
- Neely, C., Hatfield, R. Livestock systems. in: Farming with nature: The science and principles of ecoagriculture Scherr, S., McNeely, J. (Ed) Island Press, Washington.
- Mellink, E., Riojas-López, M.E., Luévano-Esparza, J. 2009. Organochlorine content and shell thickness in brown booby (*Sula leucogaster*) eggs in the Gulf of California and the southern Pacific coast of Mexico. *Environ. Pollut.* 157(7), 2184–2188.
- Myers, N., Mittermeier, R.A. Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nat.* 403(6772), 853–858.
- Ormerod, S.J., Watkinson, A.R. 2000. Editors' introduction: birds and agriculture. *J. Appl. Ecol.* 37(5), 699–705.
- Oliveira, W. 2009. Ecologia Populacional e extrativismo de frutos de *Caryocar brasiliensis*. (Dissertação) Universidade de Brasília, Brasília.
- Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *Am. Nat.* 103(929), 91–93.

- Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conserv. Biol.* 15(6), 1490–1505.
- Peres, C.A., Baider, C., Zuidema, P.A., Wadt, L.H.O., Kainer, K.A., Gomes-Silva, D.A.P., Salomão, R. P., Simões, L.L., Franciosi, E.R.N., Valverde, F.C., Gribel, R., Shepard Jr, G., Kanashiro, M., Coventry, P., Yu, D. Watinkson, A., Freckleton, R.P. 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Sci.* 302(5653), 2112.
- Perfecto, I., Rice, R.A., Greenberg, R., Van der Voort, M.E. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioSci.* 46(8), 598–608.
- Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Ann. NY. Acad. Sci.*, 1134(1), 173–200.
- Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. Nat Acad Sci.* 107(13), 5786.
- Pianka, E.R. 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecol.* 47(6), 1055–1059.
- Ratcliffe, D.A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. Appl. Ecol.* 7(1), 67–115.
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, Delibes, M. 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *Am. Nat.* 164(5):130-153.
- Robertson, O.J., & Radford, J.Q. 2009. Gap-crossing decisions of forest birds in a fragmented landscape. *Austral Ecol.* 34(4), 435–446.
- Rodrigues, V.E. & Carvalho, D.A. 2001. Levantamento etnobotânico de plantas medicinais no domínio do cerrado na regi\ ao do Alto Rio Grande-Minas Gerais. *Cienc agrotec*, 25, 102–123.
- Roth, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecol.* 57(4), 773–782.
- Salles, P., Bredeweg, B. 2006. Modelling population and community dynamics with qualitative reasoning. *Ecol. Model.* 195(1-2), 114–128.
- Salles, P., Bredeweg, B., Araújo, S. 2006. Qualitative models about stream ecosystem recovery: Exploratory studies. *Ecol. Model.* 194(1-3), 80–89.
- Savadogo, P., Sawadogo, L., Tiveau, D. 2007. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118(1-4), 80–92.
- Savory A. 1999 *Holistic Management: A new framework for decision making.* Island Press, Washigton DC
- Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 21(8), 464–471.
- Sendoda, A.M. 2009. Efeito do manejo de fogo sobre comunidades de aves em campos sujos no Parque Nacional das Emas, GO/MS, Cerrado central. (Dissertação)

Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Shiva, V., Jafri, A.H., Shiva, V., Bedi, G. 2002. Seeds of suicide: the ecological and human costs of globalization of agriculture. Sage Publications India Pvt Ltd, Dali.
- Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira Ornitologia brasileira Ornitologia brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silva, A.K., Egito, M. 2005. Rede de Comercialização Solidária de Agricultores Familiares e Extrativistas do Cerrado: um novo protagonismo social. *Rev. Agric.* 2, 14–16.
- Silva, J.M.C. 1995. Birds of the cerrado region, South America. *Steenstrupia*. 21(1), 69–92.
- Silva, J.M.C., Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nat.* 404(6773), 72–74.
- Silva, J.M.C., Bates, J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioSci.* 52(3), 225–234.
- Stotz, D.F. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press.
- Stouffer, P.C., Bierregaard Jr, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecol.* 76(8), 2429–2445.
- Stratford, J. A., & Stouffer, P.C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conserv. Biol.*, 13(6), 1416–1423.
- Tscharntke, T., Sekercioglu, C.H., Dietsch, T.V., Sodhi, N.S., Hoehn, P., Tylianakis, J.M. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecol.* 89(4), 944–951.
- Tubelis, D. P., Cowling, A., & Donnelly, C. 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biol. Conserv.* 118(3), 353–364.
- Uezu, A., Beyer, D.D., Metzger, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiv. Conserv.* 17(8), 1907–1922.
- Vandermeer, J., Carvajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *Am. Nat.* 158(3), 211.
- Vila Verde, G.M., Paula, J.R., Caneiro, D.M. 2003. Levantamento etnobotânico das plantas medicinais do cerrado utilizadas pela população de Mossâmedes (GO). *Rev. Bras. Farmacognosia*, 13, 64–66.
- Weld, D. & de Kleer, J. (eds.) 1990. Readings in qualitative reasoning about physical systems. San Mateo, CA: Morgan Kaufmann.
- Weibull, A.C., Östman, Ö., Granqvist, A.A. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiv. Conserv.* 12(7), 1335–1355.

- Whittingham, M.J., Evans, K.L. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*. 146, 210–220.
- Wilkie, D.S., Carpenter, J.F. 1999. Bushmeat hunting in the Congo Basin: an assessment of impacts and options for mitigation. *Biodiv. Conserv.* 8(7), 927–955.



**5.10. Apêndice:** Entidades e agentes, variáveis, descrição das variáveis e espaços quantitativos associados a mesma.

Variáveis	Espaços quantitativos	Descrição das variáveis
<i>Fogo anual</i>	Máximo, Grande, Médio, Pequeno e Zero	Intensidade com que a <i>Matriz de cerrado</i> é queimada. Zero significa que nenhuma parte da matriz é queimada e Máximo significa que toda a matriz é queimada anualmente.
<i>Pecuária intensiva</i>	Máximo, Grande, Médio, Pequeno e Zero	Taxa de pastoreio, sendo que Máximo é a capacidade de suporte e Zero é a ausência de gado.
<i>Manutenção etnoecológica</i>	Grande, Médio e Pequeno	Aqui é utilizada a definição de etnoecologia de Toledo (1992) que é a associação do <i>córpus</i> (repertório de símbolos e conceitos sobre a natureza) e <i>práxis</i> (conjunto de ações que envolve a apropriação da natureza).
<i>Recursos financeiros</i>	Máximo, Zero, Positivo e	Input econômico.
<i>Taxa de investimento financeiro</i>	Zero e Positivo	Taxa com que os investimentos financeiros são dedicados à intensificação agrícola
<i>Recursos alimentares</i>	Máximo, Grande, Médio, Pequeno e Zero	Quantidade relativa de frutos, invertebrados, invertebrado e carcaças disponíveis para as aves na <i>Matriz de cerrado</i> .
<i>Riqueza de generalistas florestais</i>	Muito alto, Alto, Médio, Baixo e Muito baixo	Número de espécies de generalistas florestais.
<i>Fitness e sobrevivência de generalistas florestais</i>	Grande, Médio e Pequeno	Associação da sobrevivência e sucesso reprodutivo adulto/juvenil das populações de generalistas florestais.
<i>Taxa de variação de espécies generalistas florestais</i>	Negativo, Zero e Positivo	Direção da mudança de riqueza de generalistas florestais.
<i>Riqueza de especialistas florestais</i>	Muito alto, Alto, Médio, Baixo e Muito baixo	Número de espécies de aves generalistas florestais.
<i>Taxa de variação de sps especialistas florestais</i>	Negativo, Zero e Positivo	Direção da mudança de sps especialistas florestais.
<i>Sobrevivência e fitness de especialistas florestais</i>	Grande, Médio e Pequeno	Associação da sobrevivência e sucesso reprodutivo adulto/juvenil das populações de especialistas florestais.
<i>Heterogeneidade horizontal</i>	Máximo, Grande, Médio, Pequeno e Zero	Medida da diversidade entre cultivos, ou seja, a riqueza de manchas de cultivo.
<i>Taxa de intensificação</i>	Positivo e Zero	Taxa com que práticas agrícolas são adicionadas ou subtraídas do sistema.
<i>Irrigação</i>	Máximo, Grande, Médio, Pequeno e Zero	Intensidade relativa de irrigação que a <i>Matriz de cerrado</i> é sujeita.

<i>Taxa de conhecimento tradicional</i>	<i>cons.</i>	Negativo, Positivo	Zero e	Tendência de manutenção/construção do conhecimento e experiências referentes ao manejo tradicional. Descreve a direção com que <i>Manutenção etnoecológica</i> varia ao longo do tempo. A abreviação "cons" se refere a conservação e/ou construção de forma a não considerar as sociedades tradicionais como museus vivos (Perfecto et al., 2009).
<i>Mecanização</i>		Máximo, Médio, Pequeno	Grande e Zero	Grau relativo com que maquinários agrícolas são utilizados na <i>Matriz de cerrado</i> .
<i>Taxa de migração</i>		Positivo e Zero		Taxa com que propágulos são emitidos do Agente <i>Migração</i>
<i>Manejo monocultural</i>		Máximo, Médio, Pequeno	Grande e Zero	Grau com que a <i>Matriz de cerrado</i> é convertida em monocultivos. Máximo significa que toda a <i>Matriz de cerrado</i> foi convertida em um único monocultivo.
<i>Abundância de sítios de nidificação</i>		Grande, Pequeno	Médio e	Potencial da <i>Matriz de cerrado</i> em prover sítios de nidificação apropriado para espécies não-florestais e florestais generalistas.
<i>Riqueza de aves não florestais</i>		Muito alto, Médio, baixo	Alto, e Muito baixo	Número de espécies não-florestais.
<i>Taxa de variação de sps não florestais</i>		Negativo, Positivo	Zero e	Direção de mudança de especialistas florestais.
<i>Sobrevivência e fitness de sps não florestais</i>		Grande, Pequeno	Médio e	Associação do sucesso reprodutivo e sobrevivência dos adultos e juvenis das populações não florestais.
<i>Quantidade de propágulos</i>		Pequeno, Grande	Médio,	Quantidade relativa de indivíduos de aves florestais que emigram dos Fragmentos florestais vizinhos e que chegam com sucesso no Fragmento florestal alvo.
<i>Permeabilidade às sps florestais</i>		Máximo, Médio, Pequeno	Grande, e Zero	Definida em termos de características biológicas e físicas que facilitam ou impedem o fluxo de propágulos através da matriz (Vandermeer et al., 2008).
<i>Agrotóxicos</i>		Máximo, Médio, Pequeno	Grande, e Zero	Quantidade relativa de pesticidas que a <i>Matriz de cerrado</i> é sujeita.
<i>Extratativismo vegetal</i>		Máximo, Médio, Pequeno	Grande, e Zero	Grau relativo com que vegetais não-cultiváveis são coletados.
<i>Risco de predação</i>		Máximo, Alto, Médio, Baixo	Muito alto,	Risco percebido e real das aves/ninhos serem predados na <i>Matriz de cerrado</i> .
<i>Agricultura de subsistência</i>		Máximo, Médio, Pequeno	Grande, e Zero	Grau com que a <i>Matriz de cerrado</i> é sujeita a agricultura de subsistência.
<i>Caça de subsistência</i>		Máximo, Médio, Pequeno	Grande, e Zero	Pressão de caça sobre populações de aves florestais e não-florestais.
<i>Taxa de manejo</i>		Positivo e Zero		Taxa com que práticas tradicionais são

<i>tradicional</i>				adicionadas ou subtraídas da Matriz de cerrado
<i>Complexidade vegetação</i>	<i>da</i>	Máximo, Médio, Pequeno e Zero	Grande,	Camadas de vegetação que variam de acordo com heterogeneidade de habitat no nível local. Tal variável pode ser medida com índices que contabilizam com a variação vertical e horizontal da vegetação (e.g. Roth 1976, Mas & Dietsch, 2003)
<i>Corpos d'água</i>		Grande, Pequeno	Médio e	Quantidade relativa de água nos corpos d'água (alagados e riachos) no fragmento florestal alvo.

---

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Historicamente, a biologia da conservação e a ecologia tem subestimado o papel da matriz de paisagem para populações que habitam manchas de habitat. Apesar disso, uma grande quantidade de estudos vem ressaltando o fato de que a matriz realmente importa para manutenção de biodiversidade em paisagens fragmentadas.

O presente estudo objetivou compreender certos aspectos ligados à matriz de paisagem e prever o efeito de diferentes tipos de manejos agrícola na dinâmica de aves em paisagens fragmentadas. A introdução explora questões filosóficas sobre o manejo da matriz. Revisa os efeitos dos tipos de agricultura nas espécies e a relação entre a biodiversidade e produtividade em uma relação de retroalimentação. Aborda os efeitos da estrutura da paisagem, por exemplo, a proximidade do fragmento florestal na abundância de polinizadores e predadores de potenciais pragas agrícolas.

O capítulo 1 é uma modelagem dos efeitos do isolamento na efetividade da restauração da matriz para a conectividade de quatro espécies de aves endêmicas em paisagens reais da Mata Atlântica. De forma geral, o menor grau de isolamento dos fragmentos leva a uma maior efetividade de restauração da matriz. Apesar disso, os resultados variaram muito, sendo difícil uma generalização. Tal fato contradiz a hipótese inicial do trabalho, de que em graus intermediários de isolamento, a restauração leva a um maior aumento da conectividade funcional. O modelo é uma abordagem para priorizar áreas de restauração da matriz, podendo assistir manejadores e tomadores de decisão para escolha de áreas em que a restauração seja mais efetiva para a conectividade das espécies.

O capítulo 2 é uma abordagem qualitativa da dinâmica das quatro espécies citadas no capítulo anterior. Assumindo uma dinâmica metapopulacional com variações aleatórias e utilização de habitat suplementar na matriz adjacente pelas espécies, à intensificação da matriz agrícola afeta negativamente subpopulações que habitam pequenos fragmentos, principalmente espécies mais sensíveis. A intensificação da matriz agrícola na Mata Atlântica leva a um desbalanço na dinâmica de extinção local e recolonização reduzindo o efeito resgate, impedindo a recolonização de fragmentos de florestas.

O capítulo 3 comparou o efeito de dois tipos de agricultura (tradicional e intensiva) nas comunidades de aves habitando um mosaico de cerrado-floresta, utilizando modelos qualitativos. Os resultados sugerem que a agricultura intensiva leva o declínio de especialistas não florestais e especialistas florestais, ao passo que os generalistas florestais se mantiveram estáveis. Por outro lado, agricultura familiar leva ao declínio e manutenção de ambos os grupos florestais. Finalmente, a substituição de sistemas familiares tradicionais por agricultura intensiva deverá afetar negativamente a comunidade de aves. Caso a intensificação continue a ocorrer no Cerrado, a avifauna das paisagens futuras poderá ser um subconjunto das comunidades presentes, compostas principalmente por generalistas florestais.

A utilização de modelos que utilizam uma abordagem generalista como os modelos de raciocínio qualitativos (capítulos 2 e 3), associados aos modelos numéricos de conectividade funcional (capítulo 1) leva a uma melhor compreensão da influencia da intensificação agrícola da matriz. Tal fato se dá uma vez que os modelos com

diferentes graus resolução podem explorar diferentes aspectos ecológicos de um mesmo fenômeno, ou o mesmo aspecto de diferentes perspectivas.

Finalmente, os resultados gerais da tese incluindo os três capítulos e a introdução, apontam para uma redução de biodiversidade causada pela intensificação agrícola.

Tendências políticas atuais apontam para um aumento da agricultura intensiva nas paisagens brasileiras. Adicionalmente, a maior participação dos biocombustíveis na matriz energética mundial deverá levar a intensificação agrícola. Outro aspecto político que deverá aumentar as áreas cultivadas e indiretamente a intensidade de manejo nas mesmas é a atual mudança no código florestal brasileiro.

Tendo em vista este cenário de aumento do grau de intensificação e aumentando a área cultivada torna-se fundamental a análise dos efeitos de sistemas agrícolas não intensivos na biodiversidade, especialmente em "hotspots" de conservação, como o Cerrado e a Mata Atlântica.

Espera-se que um maior conhecimento do efeito da intensificação agrícola na dinâmica de aves em paisagens fragmentadas subsidie políticas de manejo da paisagem mais efetivas para a conservação da biodiversidade. Dessa forma, espera-se que a discussão sobre a importância do manejo adequado da matriz ultrapasse os muros da academia e alcance os tomadores de decisão, para que o conhecimento técnico seja aplicado ao manejo de paisagens reais.

## 7. SUBMISSÕES/ACEITES

**Apêndice:** Submissões/aceites produzidos pela tese, título, local de publicação, Qualis (2010), fator de impacto do periódico e cronologia.

<b>Título</b>	<b>Local</b>	<b>Cronologia</b>
Agriculture systems and the conservation of ecosystems and biodiversity in the tropics	Capítulo de livro intitulado <i>Biodiversity</i> , editado por G.A. Lameed publicado pela editora Intech Press na Croácia.	Convite: 28/11/11 Submissão da proposta preliminar: 13/12/11 Aceite proposta preliminar: 16/01/12 Submissão definitiva: 20/04/12 Aceite definitivo: 27/06/2012 Lançamento do livro: 05/09/2012
Influence of landscape isolation on effectiveness of matrix restoration for forest birds in the Atlantic Forest hotspot: Where does matrix most matters?	<i>Landscape Ecology</i> (qualis A1, Fator de impacto: 3.061).	Submissão: 12/07/12
How may agricultural matrix intensification affect understory birds in an Atlantic Forest landscape? A qualitative model on stochasticity and immigration	<i>Ecological Informatics</i> (qualis B1, Fator de impacto: 1.587).	Submissão: 16/12/11 Recebimento da revisão: 30/03/12 Re-submissão com alterações: 01/05/12
How do different agricultural management strategies affect bird communities inhabiting a savanna-forest mosaic? A qualitative reasoning approach	<i>Agriculture, Ecosystems &amp; Environment</i> (qualis A1, Fator de impacto: 3.004)	Submissão: 25/06/11 Recebimento da revisão: 11/05/12 Re-submissão: 25/06/12 Aceite: 24/09/12

7.1. APÊNDICE I: Capítulo de livro *Biodiversity Utilization in a Diverse World*, editado por G.A. Lameed publicado pela editora Intech Press na Croácia entitulado *Agriculture systems and the conservation of ecosystems and biodiversity in the tropics*





---

# Agricultural Systems and the Conservation of Biodiversity and Ecosystems in the Tropics

---

F.F. Goulart, T.K.B. Jacobson, B.Q.C. Zimbres,  
R.B. Machado, L.M.S. Aguiar and G.W. Fernandes

Additional information is available at the end of the chapter

<http://dx.doi.org/10.5772/51092>

---

## 1. Introduction

One quarter of the terrestrial surface is composed of cultural systems, while in the tropics, 70% of the land has already been converted into pastures, agriculture, or a mixture of managed landscapes [1,2]. Agricultural expansion is recognized as the most significant human alteration of the global environment, with the addition of fertilizers in the agricultural sector accounting for high input of nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. The conversion of natural ecosystems in agricultural areas has increased fire frequency, and caused profound rupture in nutrient cycles. Furthermore, agricultural expansion has modified landscapes, making them more vulnerable to invasion by exotic species.

In spite of these facts, there is enough evidence that anthropogenic systems managed using agroecological principles can support high levels of biodiversity [3,4], contribute to the maintenance of a healthy environment and its services, as well as depend less on costly external inputs of pollutant pesticides and fertilizers [5]. Therefore, there is a wide range of agricultural management strategies, and they differ greatly on their effect on biodiversity.

Today, agroforestry systems cover more than 16 million hectares, and they involve 1.2 billion people worldwide [6]. Traditional shade-cocoa [7], shade-coffee [3], and agroforestry home-gardens [8] are examples of agricultural systems that retain part of the natural habitat structure and ecosystems properties, providing habitat for rich and diverse fauna and flora including threatened and endemic species. On the other hand, intensive agricultural systems, such as pastures and extensive mono specific plantations, harbour low levels of biodiversity, hamper biological flux, and lead to soil leaching, and nutrient import/export. Intensive agriculture is one of the major drivers of change in some biogeochemical cycles

such as nitrogen and phosphorus [9]. This “out of farm” nutrient input changes the coexistence and competition patterns between autotrophic organisms, changing the structure of natural ecosystems. The more intensive the agricultural systems, the less they are capable of harbouring biodiversity, maintaining landscape connectivity, and conserving ecosystems properties and services. Agricultural intensification is a process in which low-input agriculture (such as traditional mixed farming) becomes intensified in terms of input/output level, which in turn impacts negatively the associated biodiversity, and the natural ecological services.

## **2. Hunger and conservation in the tropics**

Two of the most important issues in the political and scientific agendas are biodiversity conservation, and hunger. Of the world’s 2 million formally described taxa, between 12% and 52% are threatened with extinction according to IUCN Red List of Endangered Species [10]. For example, 119 out of 273 species of turtles in the world are threatened, and 1,063 out of 4,735 mammal species are threatened [10]. At the same time, solving the hunger problem seems to be another great challenge for humanity. Global food production has increased 168% over the past 42 years. However, there is great inequality in food distribution. Only between 2000 and 2002, 852 million people suffered from malnutrition (96% in developing countries). Although biodiversity loss and hunger are global problems, nowhere are these problems more acute than in the tropical region. There is a clear pattern in the distribution of biodiversity and latitude, i.e. the closer it gets to the Equator, the larger the number of species. The Afrotropical and the Neotropical region account for 49% of the bird, 63% of the amphibian, and 45% of the mammal species of the world [10]. Only in the Neotropical region, more than 10,000 vertebrate species are found [10]. Hence, most world priority sites for biodiversity conservation are concentrated in the tropical region [11]. On the other hand, hunger problem are also much more intense in the tropics, where most underdeveloped countries are situated. South Asia alone accounts for 60% of the undernourished people in the world, and Subsaarian Africa also shows high starvation levels. In the Congo Democratic Republic, more than 60% of the population is unable to acquire sufficient calories to meet their daily caloric requirements. In India, one of the most populous countries, this value lies between 30 and 40% [6].

Because of the high level of biological diversity, and the great famine incidence, it seems clear that trade-off or win-win relationship between biodiversity and agriculture must be exacerbated. Therefore, global scientific and political concerns that address the issues of hunger and biodiversity conservation in the tropical region are necessary.

## **3. Myths and facts about conservation and agricultural production**

Ecologists and biologists have focused their work primarily on ‘pristine’ or ‘untouched’ habitats [12,13,14]. This is done under the assumption that human modified ecosystems have virtually null or diminished importance for conservation, and that conservation efforts

should go in the direction of establishing human-free reserves as large as possible to avoid species loss. What some ecologists and conservation biologists ignore is the fact that: even supposedly untouched places have actually moderate degree of human intervention [15]. Human-modified ecosystems vary greatly in their quality for biodiversity and maintenance of ecosystems properties. In the 'unaltered' habitat, biodiversity is often restricted to patches embedded in an anthropogenic matrix, which can serve as a conduit or barrier to species movement. Because connectivity is necessary for the long term maintenance of species in patchy landscapes [16], matrix management has deep effects on biodiversity, and functioning of the complex habitat mosaic [17,18]. Finally, human activities can reach far beyond anthropogenic environments, causing changes in several regional processes, hence affecting ecosystems and biodiversity at larger scales.

On the other hand, agricultural sciences are rarely aware of the effect of management on ecological patterns taking place in the agrienvironments and landscapes. The inverse is also true: they are unaware of how ecological patterns taking place in the agrienvironment and of the landscape affect agricultural production. Agribusiness and agricultural scientists generally aim at reaching the highest agricultural yields. There is an implicit assumption that the loss of ecosystems services will be overcome by biotechnological advances. It is common the thinking that if the weather is drier because of climatic alterations, resistant crop will be developed; that if soil is leached, higher fertilizer quantities can be applied; and so on.

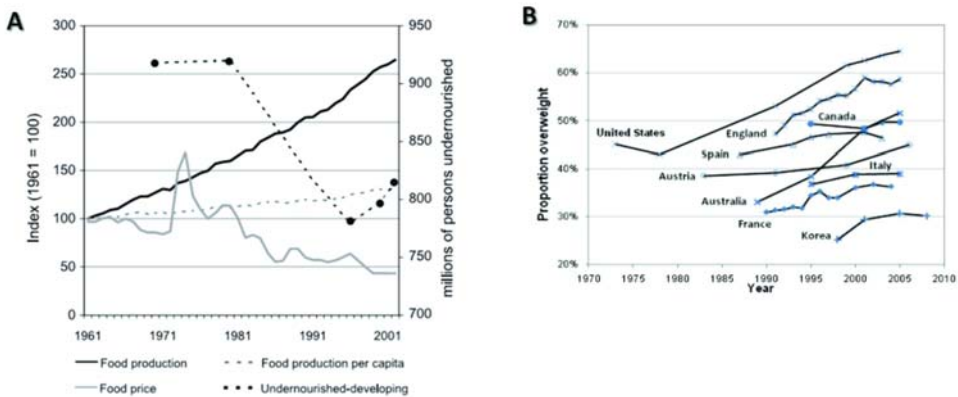
A common argument, in which yield-maximization is based, is the poverty and hunger alleviation issue. The mostly accepted ideas are that agricultural managements should increase production at any cost, based on the hunger alleviation argument, and that conservation efforts, although being relevant to society, should never prevent food production from increasing. Facing these persuasive arguments, biological conservation is regarded as low priority, compared to productivist sectors in the stakeholder's agenda.

Even some conservation biologists accept such assumptions, so that they propose that agricultural areas should reach maximum yields in order to reduce the need to convert more natural areas into agricultural systems, but still maintain the production target [19,20]. This theory is called Land Sparing, and predicts that agricultural intensification would reduce deforestation by increasing productivity. This view has been criticized on the theoretical ground [13,14,21], as well as with empirical data from studies at both regional [22], and local scales [23]. For example, the agricultural product demand (mainly meat and soybean) has increased Amazonian ecosystems' conversion rates. Direct forest conversion into agricultural lands in 2003 accounted for 23% of forest and savannah deforestation in the Mato Grosso state of Brazil. While grazing areas remain the main deforestation cause in the Amazon, land conversion for the production of soybean crops for exportation is also leading to high deforestation rates [24].

Figure 1A. shows that, at global levels, food production has been steeply increasing since the sixties [25]. Food production per capita has also increased, although at lower rates, and food prices have been declining with some oscillation. Finally, the number of undernourished

people has declined up to the mid 1990s, when it started increasing suddenly. Therefore, at global levels (in which agribusiness operates), the increase in food production per capita *per se* does not guarantee hunger alleviation. Hence even disregarding conservation issues, the argument that food production should increase to nurse the hunger problem, even if conservation policies are underprivileged, is a fallacy and lacks scientific base.

Using basic ecological principles, such as trophic webs, it is possible to maximize food by simply moving down to lower levels of the trophic pyramid. By changing our food habits so that we eat more vegetables and less meat, the quantity of food *per capita* will increase. Therefore, it is more reasonable to use actual food production in a more rational manner, rather than clearing forest for agricultural expansion, or increasing productivity at the cost of biodiversity loss. Another important issue that emerges from the hunger problem is that of food distribution. From 1980 to 2000, the number of obese adults have doubled in the United States [28], and tripled in the United Kingdom [29]. Obesity is growing around the world and affects mostly high income countries, but it is also epidemic of many low income countries. For instance, in some cities of China, 20% of the population is overweight [30]. In some countries in Africa, Latin America, Asia, and the Pacific, there is a double burden of diet-related diseases caused by obesity and undernourishment. Figure 1.B shows the proportion of the population which is overweight in the last years in some countries.



**Figure 1.** A) Trends in key indicators of world's food production 1961-2002 [26]. (B) Proportion of the population which is overweight in the last years in some countries [27].

Another wrong aspect of the Land Sparing Theory is that it does not account for some important political and social aspects [8]. For instance, the rural poor comprise 80% of those hungry worldwide [6], and any management that addresses the hunger issue must therefore focus on poor farmers. Studies in Brazil [31], Central America [32], and India [33] showed that agricultural intensification leads to social disasters. In Brazil, agricultural intensification has led to an increase or to the maintenance of rural poverty levels, and to a drastic increase of poverty in the cities. It has reduced prematurely the labour demand, inflated land prices, expelling small landholders from their lands [31]. In Andhra Pradesh, in India, 16,000 farmers committed suicide between 1995 and 1997, mainly because of farm failure. Most failure was caused by conversion of traditional mixed farming systems into monocultures of a high yield variety of cotton, which was highly dependent on external inputs [33]. Hence the assumption that agricultural intensification can solve the problem of hunger and poverty is naïve. Furthermore, the idea that large scale agriculture produces more than at smaller scales is erroneous for most countries [34], as is the idea that organic systems are generally less productive than conventional ones [35,36].

#### **4. Agriculture and biodiversity conservation**

Great part of the world's terrestrial surface is in the agrienvironment, so that most of the world's terrestrial biodiversity inhabits the agrienvironment (known as farm biodiversity), or inhabits patches of natural habitat embedded in an agricultural matrix. In the last 40 years, most of these agricultural landscapes have gone through deep changes in farming practices, which have negatively affected farm biodiversity [37,38,39], as well as the metapopulation dynamics of the species inhabiting patches embedded in an agriculture matrix [13,40,21]. "Agricultural intensification" is the general term given to changes in farming practices that have begun after the Green Revolution. Intensification includes pesticides, irrigation systems, machinery, an increase in farm size, and a decrease of spatial and temporal heterogeneity [37].

Concerning agriculture and biodiversity, it is important to distinguish "planned biodiversity" or "agrobiodiversity", which are the species intentionally introduced in the agricultural systems for the purposes of production, from "associated biodiversity" defined as the biological components that exist in an agricultural system by chance, without being actively introduced [41]. From an ecological point of view, it is also useful to distinguish the associated biodiversity that inhabits the agrienvironment (that feeds, reproduces and roosts in it) from species using the agricultural matrix simply for dispersion.

Agricultural intensification leads to declines at the species level, through conversion of mixed crop systems into monocultures, but also at the genetic level through the replacement of highly diverse traditional cultivated varieties for single high-yield varieties [42,43]. This has caused the extinction of many traditional varieties worldwide, leading to homogenization of cultivated species at the genetic level. Because traditional varieties have gone through centuries or millenniums of adaptation and selection, many traditional

varieties are much more adaptable and less demanding in terms of external inputs than modern ones.

Moreover, agriculture intensification leads to the widespread use of pesticides, which cause the loss of biodiversity through direct poisoning. The famous Rachel Carson's *Silent Spring* [44] is a keystone in the environmental cause, and describes the effect of pesticides on birds. Pesticides increase the risk of egg breakage by reducing egg shell thickness [44, 46]. They also cause changes in brain activity of the birds [47]. Consequently, pesticides may not only cause population decline of birds inhabiting agrienvironments, but it may also negatively affect species inhabiting adjoining habitat forest areas [48]. Pesticides exposure associated to trematode infection can cause morphological deformities in amphibians [49]. Another vertebrate species negatively affected by pesticides are human beings. The WHO [51] estimates that 220,000 people die annually because of unintended pesticide poisoning. The majority of cases occur in low-income countries, where knowledge of health risks and safe use of pesticides is limited [6].

Another effect of agricultural intensification on farm biodiversity is the loss of spatial and temporal heterogeneity which seems to be the major cause of farm associated biodiversity decline worldwide [37]. Studies conducted in 'natural landscapes' suggest that spatial heterogeneity increases the number of possible niches in a given habitat [51], as well as the possibility of co-existence among species that share the same niche [52]. Heterogeneity also increases the chance of co-existence of predator-prey dynamics [53]. Bird nest predation rates in homogeneous environments are higher than in heterogeneous ones [55,37]. Also, heterogeneity can affect perceived risks for bird species, so that even if there is no real predation pressure (for instance, because top predators abundance has decreased due of habitat alteration), birds will not establish in homogeneous habitats, where perceived risk is high [55,56]. Therefore agriculture intensification, by affecting predation pressure via habitat homogenization deeply reduces bird diversity associated with agricultural habitats [37,55].

For animals that disperse through the agricultural matrix, heterogeneity can increase matrix permeability to species flux, reducing (re)colonization in patches in agricultural landscapes [37]. Regarding forest birds, individuals face great actual and perceived risk when dispersing in open habitats [57], which suggest that intensification of the agricultural matrix may reduce avian dispersion rates. Hence, agriculture intensification leads to a loss of temporal and spatial heterogeneity among farm plots and regions via homogenization of farming practices [37]. Heterogeneity is a key concept in agroecology, and can go beyond the biological sphere, reaching important aspects of social spheres, such as cultural (diversity of agricultural practices and knowledge in the community), gender (woman participation in farming activities), and individual (individual empowerment in rural communities) levels. Hence, heterogeneity must be a flagship in the management of agricultural landscapes [58].

Following, we exemplify how agricultural practices affect biodiversity in the tropical region, by highlighting the effects of agricultural intensification on biodiversity and production of shade-cocoa (Fig 2.A), shade-coffee (Fig 2.B) and home gardens (Fig 2.C).



**Figure 2.** Highly diverse agroforestry systems in the Atlantic Forest Hotspot of Brazil. Figure 2.a is a shade-cocoa (*cabruca*) in the south of the Northeast region in the state of Bahia; Fig 2.b is a traditional rustic coffee agroforest in the southeast region in the state of Minas Gerais; and Fig 2.c is a home-garden in the southeast in the state of São Paulo. Photos by F.F. Goulart.

#### 4.1. Shade-cocoa plantations

Shade-cocoa systems are the largest agroforestry system in the world, accounting for 7 million hectares worldwide [6]. Cocoa is planted under a shade canopy in many tropical countries, such as Indonesia [59], Costa Rica [61], Mexico [62], Cameroon [63], and Brazil. The *cabruca* is the local name of traditional rustic shade-cocoa plantations in the state of Bahia, in the northeast Brazil. The system involves growing cocoa under the canopy of native Atlantic Forest. In the 1960s, the Brazilian military government implemented a policy of promoting the intensification of the *cabruca* to increase production. The program involved the reduction of shade in a way to reduce the incidence of the witches broom fungi (*Moniliophthora pernicioso*), a cocoa pest responsible for the collapse of the productivity in the region. Additionally, the use of fertilizers and pesticides was suggested due to an increase in

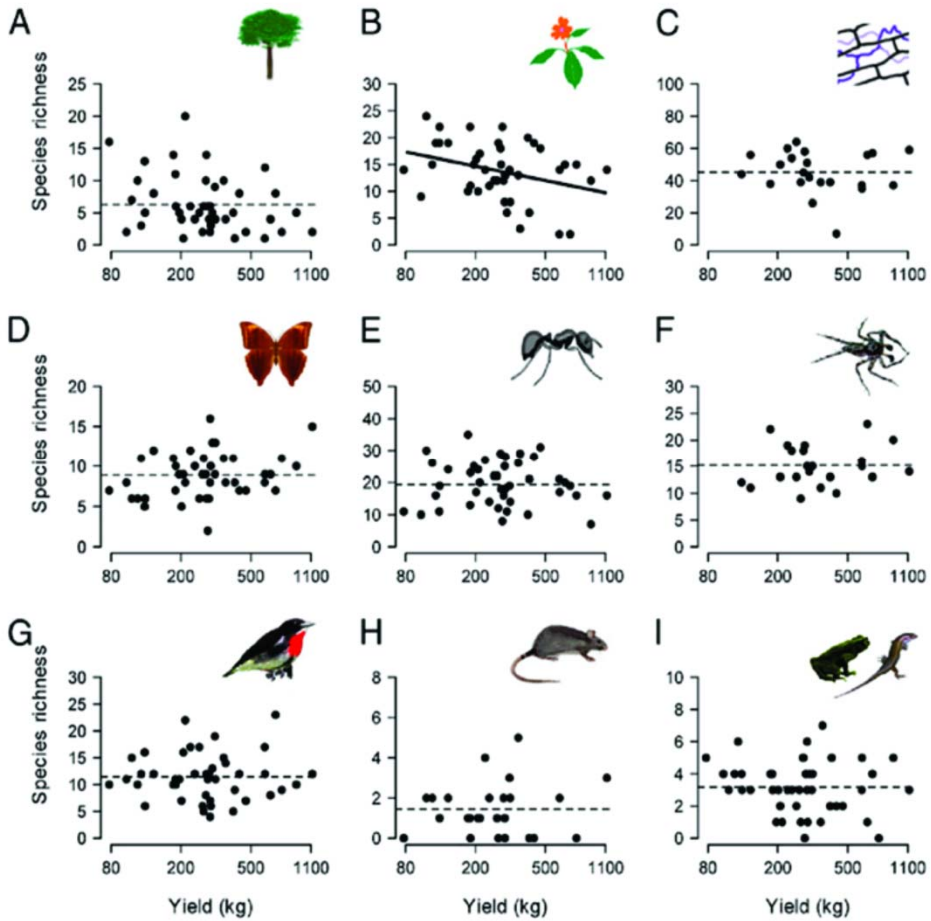
insect pests in the low-shade management strategy. The government conceded credit loans to farmers who removed trees from the system. This involved the use of arboricides in order to facilitate the 'deforestation' of the high-shade cabruca. Fortunately, many farmers did not adopt the program, while many that obtain the loan did not remove the trees. The reason for this is that fertilizer and insecticide expenditures outweighed the gains of the low-shade management. Also farmers considered that tree removal would increase risk under the condition of price uncertainty.

Today, the rustic cabruca is what was left of the Atlantic Forest in the region, and it harbours high levels of forest biodiversity. High richness of forest ants [64], bats, birds [4], frogs, lizards, ferns [7], and trees have been reported in the cabruca [65]. Furthermore, many threatened species, such as the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*), one of the rarest monkeys of the world [66], the golden headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*), the yellow breasted porcupine (*Chaetomys subspinosus*) [67], the white-necked hawk (*Leucopternis lacernulatus*), and the pink-legged graveteiro (*Acrobatornis fonsecai*) [4] live in the cabruca. This *Acrobatornis* is a mono-specific genus, first described in the cabruca [68], and has never been reported outside of this environment [69]. Because all of these organisms are forest dwelling species, it seems plausible that, if all cabruca were converted into low-shade system, as proposed by the government, these species would be locally extinct. In the case of *Acrobatornis* it is would be globally extinct, as it is restricted to high shade systems. Hence, if farmers were risk takers, this species would have disappeared without science ever knowing about it, as it was described 30 years after the implementation of the intensification policy. We consider the *cabruca* one of the most biological important agroecosystem in the world.

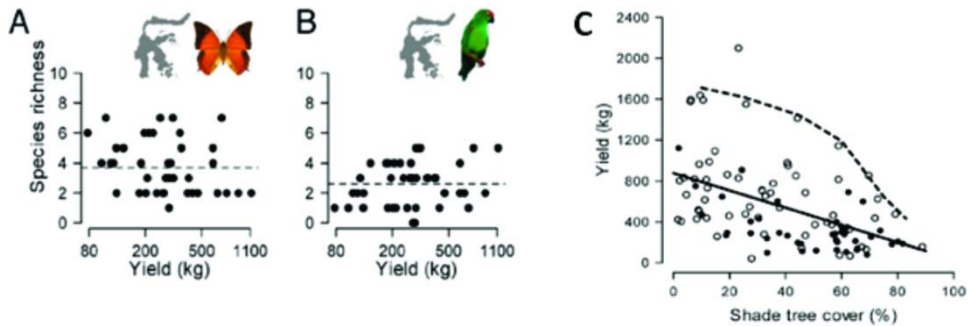
Faria and coworkers [4,7] found that the richness of species in the rustic agroforestry is even higher than the found in the forest. Despite this great importance of shade plantations for biodiversity conservation, most studies indicate that many forest dwelling species are absent or found at a much lower abundance in the agroforest, compared to the primary forest, suggesting that shade plantations cannot substitute the forest in its ecological function. In a study in Costa Rica, two species of sloths (*Bradypus variegatus* and *Choloepus hoffmannis*) were radio-tracked to understand the use of the agrienvironment by the individuals. The results indicated that the shade-cocoa, the riparian forest, and live fences provided habitat and increased connectivity for these species [70].

Concerning the relationship between biodiversity and cocoa production, a recent study conducted in Sulawesi concluded that, for most taxa (Fig. 3), including endemic species (Fig. 4), there is no correlation between both variables [71]. This suggests that the relationship between conservation importance and yield is not a trade-off, but can be win-win, as high production can be coped with biological conservation. Additionally, authors found no relationship between forest distance and biodiversity, so that that species richness is related to management structure rather than landscape patterns. Therefore Landsparring Theory, which assumes a trade-off between conservation and production [20], cannot be applied to these cocoa systems.





**Figure 3.** Associated biodiversity in smallholder cacao agroforestry in relation to cacao yield in Sulawesi, Indonesia, for (A) trees, (B) herbs (C) endophytic fungi, (D) butterflies, (E) ants, (F) spiders, (G) birds, (H) rats, and (I) amphibians and reptiles. Broken lines are intercept-only linear models. Source: [71]



**Figure 4.** Endemic species richness and cacao yield relationship for (A) butterflies and (B) birds in Sulawesi, and the influence on shade cover on productivity (C). In all figures dashed lines are linear adjust, and in C solid line is the linear adjust and dashed line are maximum non-linear adjust. Broken lines are intercept-only linear models (A, B), and in (C) broken line are the maximum simulated values. Source: [71]

#### 4.2. Shade-coffee systems

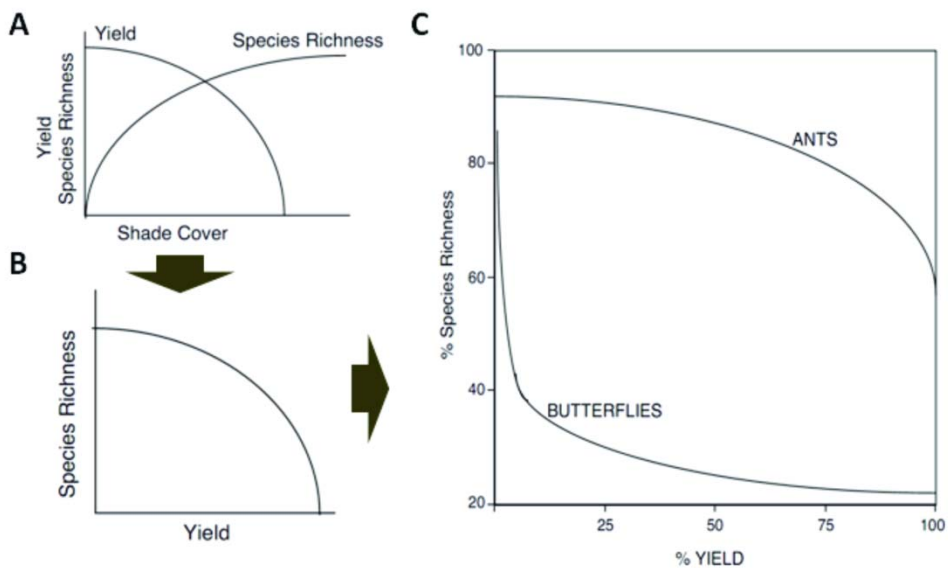
Just as in the case of the shade-cocoa, coffee is planted in high-shade rustic agroforestry systems in Mexico [3], Jamaica [72], Guatemala [73] and Brazil [74] among others. In the Mexican systems (probably the most studied agroforest in the world), high richness of species is found [4,75]. The conversion of these systems into sun monocultures, as part of the worldwide intensification policy, has called the attention of ornithologists because many migrant birds used shade plantations in the winter. Consequently, the substitution of high-shaded for sun systems leads to a decline in migrant bird populations. Therefore, conservationist agencies, such as the Smithsonian Bird Migratory Center, the Conservation International, and the Nature Conservancy launched a campaign to conserve this agrienvironment by certifying coffee farms as "bird friendly", or "biodiversity friendly".

High diversity of trees, birds, frogs [75], ants, butterflies [41], orchids [76], bats, dung-beetles [77], bees, and wasps [78] are found in shade-coffee plantations in comparison with sun coffee systems. Birds are the most well known taxa in coffee plantations, as in other agricultural systems [79]. By the year 2006, forty studies had been published in well known international scientific journals on birds in shade-coffee plantations [80]. This review suggests that more than 50 North-American migrant species use shade-coffee plantations. Concerning endangered birds, eight species that use shade-coffee are considered to be threatened at some degree [80]. Some other aspects of bird ecology are worth noting. For example, migrants to show high winter site fidelity (individuals return to the same area in consecutive years) in shade plantations, which suggests that these areas are highly suitable for wintering [81]. Many threatened taxa of mammals are found in shaded-coffee systems in Mexico, such as the tamandua anteater (*Tamandua mexicana*), the river otter (*Lutra longicaudis*), the mexican porcupine (*Shiggyrus mexicanus*), and the margay (*Leopardus wiedii*) [82].

Agriculture intensification acts by reducing both planned and associated biodiversity, and coffee systems are not an exception. For instance, in the southeast of Brazil, traditional coffee

farmers cultivated a traditional varieties of coffee (*Moca*, *Carolina*, *Cravinho* among others), which is shade tolerant, and has a long productive life cycle (according to farmers, the *Moca* plants can produce for more than a hundred years). In the 1970s, agricultural intensification policies introduced a sun-variety of coffee (locally called *Catuaí*). This variety starts producing at earlier life stages than the traditional varieties, but also stops producing earlier and it is much more dependent on fertilizer and pesticides [74]. The substitution of traditional varieties for modern ones leads to a widespread failure of coffee production in the region, because farmers could not keep up with the high costs of necessary inputs. The result was the conversion of coffee plantations into pastures. Many traditional varieties, as the *Carolina*, are at risk of extinction due to the substitution for the modern varieties. We once heard a statement from a local farmer, saying in a mix of disappointment and anger: "Agronomists have ruined coffee production in the region". Although we believe that the problem lies beyond simple government agriculture agencies' technicians, this is a good example of the misleading efforts of the agriculture intensification programs.

Regarding the pattern of conservation-production of coffee systems, studies conducted in Central America, points out to a trade off. This occurs because the reduction in tree density may, depending on the shade values, decrease biodiversity and increase yields. Species richness and productivity negative relationship can be concave or convex. Convex pattern, means that significant amount biodiversity is present at intermediate levels of biodiversity, while in the concave, trade-off is steep and relatively low levels of biodiversity in systems with intermediate productivity. In the Mexican systems, butterflies show a convex, while ants show a concave pattern (Fig 5).



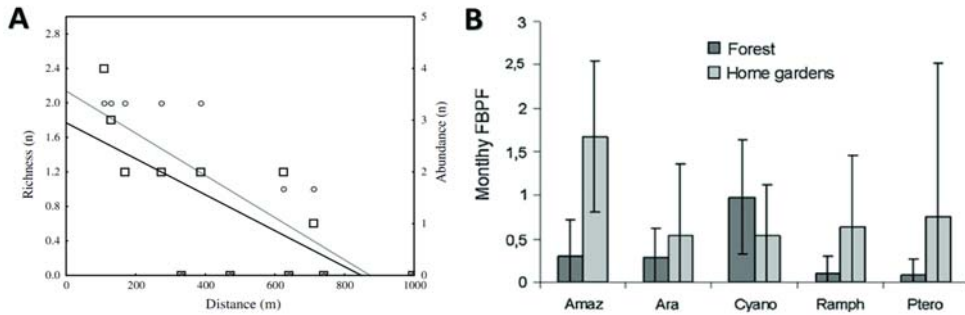
**Figure 5.** Construction of yield set from the functions of cover (A and B) and the yield-richness relationship for butterflies and ants in coffee systems of Mexico (C). Source: [41]

### 4.3. Home-gardens and other agricultural systems

Home-gardens are the oldest agroecosystems in the world [84], and may be more than 10,000 years old [85]. These systems are generally characterized by a high heterogeneity within plots and regions. Because home-gardens are a complex mosaic of orchards, live-fences, mixed farming practices (including animal raising), and they vary greatly on their temporal and spatial structure. Another aspect of home-gardens is that they individually occupy a small area, especially in the tropics, so that the management grain (minimal area in which a certain farming practice takes place) is small, and human density is high.

Home-gardens are a pool for agrobiodiversity, work as refuges, preventing the genetic erosion of cultivars, and are considered living gene banks [86]. For example, in the home-gardens of Nepal, twenty crop species have been lost in the last 10 to 15 years, and 11 species are threatened (their use has declined significantly over the last years) [87]. In an arid region of the northeast of Brazil, more than 50 woody plants were reported in 31 home gardens, including many native species [88]. In the tropical lowland forest of Indonesia, in only six traditional home-gardens (locally called *tembwang*), 144 of the tree species were found [89]. In Bangladesh, in 402 home-gardens, Kabir & Webb [90] recorded 419 tree species. Half of these species were native, and six are in the IUCN Red List.

The biodiversity associated with home-gardens is largely unknown. Mardsen and colleagues [91] have conducted bird diversity censuses in home-gardens of New Guinea, finding high richness of species in those systems. In spite of this, many forest species were found in lower numbers or were absent in the gardens. In the Brazilian Atlantic forest hotspot, two works [92, 93] were carried out in the Pontal of Paranaipama agroforestry home-gardens, comparing bird assemblages in pasture, forest, and gardens. Both concluded that agroforestry systems are very important for bird conservation in the region. However, one of them noted a great influence of the distance between gardens and the nearest forest on bird richness and abundance (Fig 6A). Two species of Psittacidae of conservation concern (threatened or near-threatened respectively), *Ara chloroptera* and *Primolius maracana*, were found in home-gardens [92]. Additionally, another study concerning the feeding ecology of frugivorous birds, including *Ara chloroptera*, reported that the feeding activity, and the diversity of food items consumed by this species were greater in home-gardens compared to forest. In spite of it, abundance was higher in the forest compared to gardens. Feeding bouts per abundance (FBPF), which describes the relative amount of feeding activities irrespectively of the frequency of habitat use, was greater in home gardens than in forest (Fig 6B). The study suggested that home-gardens have richer and more abundant food resources, but because they are more intensely disturbed, and perceived predator risk pressure is greater, birds spend less time in this habitat compared to forest [8] (Fig 6B). Figure 7 shows two species feeding in these home-gardens.

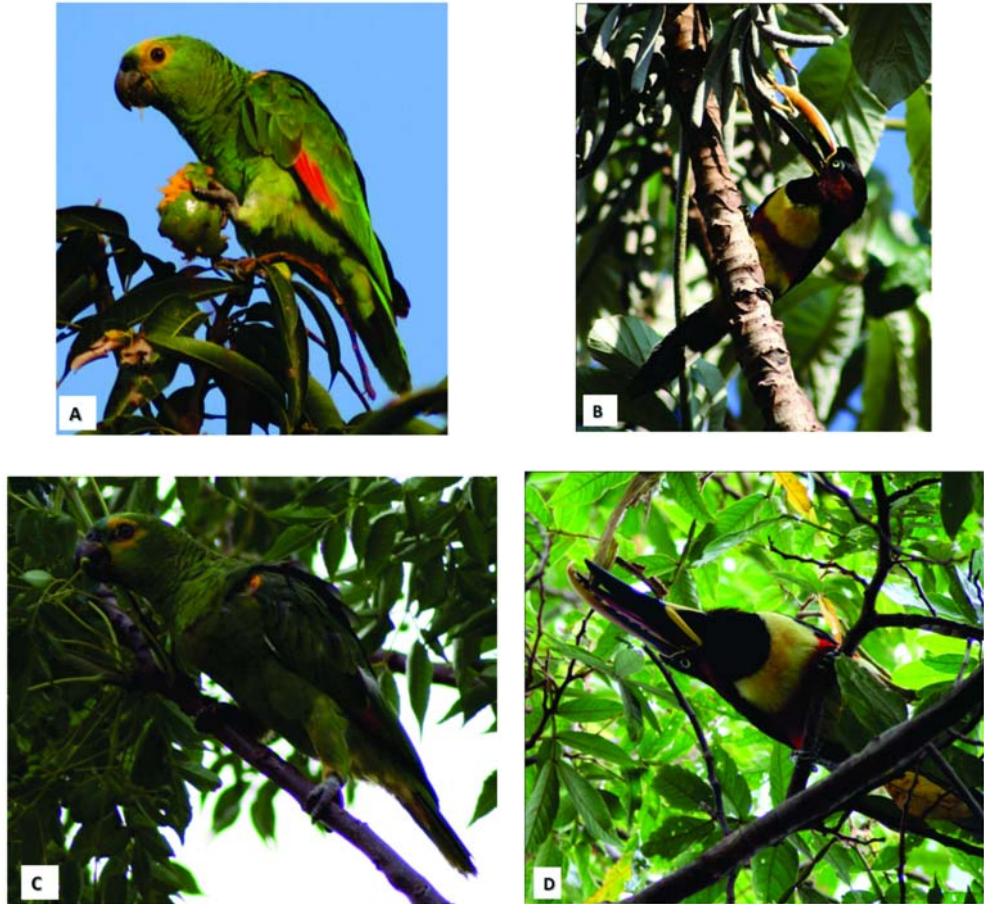


**Figure 6.** Variation in richness (circles and grey line) and number of individuals (squares and black line) as a function of distance to the closest large forest patch (A) [93], and Feeding bouts per frequency of *Amazona aestiva* (Amaz), *Ara chloroptera* (Ara), *Cyanocorax chrysops* (Cyano), *Ramphasto toco* (Ramph) and *Pteroglossus castanotis* (Ptero) in forests and home gardens (B) in the Pontal of Paranapanema, Brazil [8]

Many other tropical agroforestry systems are known to harbour high biodiversity, such as the shade yerba mate [94], and the rubber jungle [95]. Live fences, isolated trees on pastures, and wind breaks also serve as habitat to many species, as well as increase landscape connectivity for many other species [96]. For example, a study conducted in Vera Cruz, Mexico, showed that pasture with isolated trees hosted 35 different orchid species [97]. Another study in the same region found that these systems harboured 58 species of vascular epiphytic and hemiepiphytic forest species [98]. Guevara and Laborde [99] recorded 73 species of bird species visiting four individuals of fig trees (*Ficus* sp) in pastures of Veracruz. In Australia, isolated paddock trees in New South Wales are used by 31 bird species [99]. In Brazil, *Ara ararauna* has been seen foraging in pastures with high abundance of palms (*Syagrus romazoffiana*). This bird is considered threatened, and its population is declining in some states of Brazil [101]. Other studies show that fig trees (*Ficus* sp) in pastures near forests are visited by bats [102], and primates [103].

## 5. Agriculture, biogeochemical cycles, and ecosystem services

Biogeochemical cycles represent the movement of chemical elements within and between several biotic and abiotic entities. These elements can be extracted from mineral sources, the atmosphere, or be recycled through conversion of organic to ionic form, returning to the atmosphere or soil. This cycle is performed by a wide variety of organisms, from a large number of nutrient compartments. The relative abundance of these compartments is specific for each ecosystem type [104]. Any biogeochemistry imbalance between compartments results in diversity loss through bottom-up effects, in which changes in nutrient levels trigger an imbalance in the whole ecosystem's trophic web. Ecosystem fertility is defined as the potential of soil, sediment or aquatic systems to provide nutrients in enough quantity, form or proportion to support optimal plant growth. Soil nutrient flows can be represented by the release of organic matter from microbial communities. However, the chemical balance and the maintenance of ecological processes (mainly carbon, nitrogen, phosphorus, and sulphur cycles) are strongly affected by agricultural and industrial activities.



**Figure 7.** Blue-fronted Amazon (*Amazona aestiva*) feeding on a mango tree (*Mangifera indica*, Fig. 3.A) and *Melia azedarach* (Fig 3.C). Chestnut-eared Acari (*Pteroglossus castanotis*) feeding on *Cecropia pachystachya* (Fig 3.b) and *Inga vera* (Fig 3.D). Photos by F.F.Goulart

Living organisms usually contain a relatively constant proportion of chemical elements, especially carbon, nitrogen, and phosphorus. In natural ecosystems, the regulation of biogeochemical cycles work at different space and time scales, allowing the adjustment of the nutrient flows from microbial activity to plant demand, reducing nutrient losses within ecosystems. The synchrony between nutrient release, plant use demand, and microorganisms is determined by complex chemical, biological, and physical interactions. These nutrient maintenance processes are rarely achieved in agroecosystems, in which nutrients are lost to the atmosphere and to aquatic ecosystems [105]. In spite of this, agricultural practices vary widely on their efficiency of conserving/losing nutrients. Agricultural intensification, by creating open systems, in which nutrients are lost, are highly dependent on constant inputs (mainly fertilization) in order to sustain production.

### 5.1. Carbon, nitrogen and phosphorous cycles

Ecosystem nutrient input to produce goods and services to humanity have amplified N and P global cycles by 100% and 400% after the industrial revolution, respectively [106]. Agriculture is responsible for approximately 15% of anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions, 58% methane (CH<sub>4</sub>) emissions, and 47% of N<sub>2</sub>O emissions [107]. The global N cycle was changed by human activities, so that more N is fixed annually by human activities than by all natural means combined [108]. Furthermore, high N concentration in the biosphere interacts with the carbon and sulfur amplified cycles, affecting the global climate [109].

Ecosystem nitrogen increase has been recognized as an important cause for changes in plant species' composition, and for biodiversity loss in a wide range of ecosystems in the globe. According to Bobbink et al [110], an increase in N availability influences species composition and diversity due to changes in competitive interactions among plants, either through the direct effects of nitrogenous gases and aerosols toxicity, or by ammonium nitrate toxicity, which is the predominant N soil form. Increase in soil acidity, cation leaching, and Al concentration promotes ecosystem stress and susceptibility to disturbance, with direct effects on species diversity. Furthermore, changes in competitive interactions due to changes on N amount may be influenced by other edaphic conditions, such as P limitation.

The phosphorus cycle is also greatly affected by agriculture. Globally, 17 tetragrams of phosphorous are applied in the soil every year as fertilizers, and this element is the main driver of water eutrophication worldwide [111]. Menge and Field [111] have argued that an increase in N atmospheric deposition, coupled with increased CO<sub>2</sub> atmospheric concentration stimulates net primary productivity, increasing P demand or limitation. N limitation reduction can cause an increase in P limitation in many ecosystems where N is limiting. The increase in P limitation can modify plant communities by increasing organic P demand, increasing phosphatase enzyme levels in plants and microorganisms. This represents a phosphorus stress that induces limitation changes (from N to P), favouring species that may use P in its organic form [112].



However, effects due to changes in a particular nutrient concentration may be manifested not only in quantitative changes, but also in qualitative changes in the nature of nutrient limitation. According to Elser et al [114], and Davidson and Howarth [115], limitation by N and P are equivalent in terrestrial ecosystems, and the supply and demand of these nutrients are significantly correlated. Thus, the addition of a specific nutrient causes a modest limitation by another, which reduces both nutrients' limitation, causing synergistic positive effects in net primary production in several terrestrial ecosystems. The authors suggest that there is a stoichiometric relationship between N and P supply for autotrophic primary production due to the balance between cellular demand for protein synthesis, or by ATP and nucleotide synthesis. Jacobson et al [116] observed that simultaneous N and P addition affected density, dominance, richness, and diversity patterns in a central Brazilian Cerrado area, with increased rates of plant decomposition. Increased N levels resulted in a greater N loss, and a combined increase (N plus P) resulted in litter N immobilization.

Soil NO emissions were also higher when only N levels were increased, indicating that when increased P availability is not proportional to N increased availability, N losses are intensified. Nutrient cycling in the Brazilian Cerrado is very conservative [117], and increasing human disturbance may cause changes in chemical composition of the organisms' tissues, and also change nutrient cycling in an ecosystem adapted to low nutrient availability. Nutrient dynamic changes may lead to an environmental improvement for some species, increasing their competitiveness in relation to others, which may cause changes in species composition in response to long-term fertilization [118]. A large effect on the diversity of the soil microorganism should also be expected, principally on species rich ecosystems such as in some the Cerrado ecosystems [e.g., 119].

Despite these facts, agroforestry systems are sinks for many green house gases, such as carbon dioxide and atmospheric nitrogen. By using N-fixing leguminous species, agroforestry systems absorb nitrogen from the atmosphere, conserving this nutrient in the soil [119]. A study in USA concluded that agroforestry systems accumulated 530 kg of nitrogen per hectare. Agroforests are also sinks of carbon because of the wood density on these systems. On a global scale, agroforestry systems could potentially be established on 585 to 1275 million hectares of suitable land and these systems could store from 12 to 228 tons of CO<sub>2</sub> per hectare under current climate and soil conditions [120].

## 5.2. Water

Agroecosystems represent the planet's largest fresh water consumers, with 250 million hectares of irrigated agroecosystems accounting for 69% of the water withdrawing, and 84% of consumptive uses [6]. Forty percent of the world's food production derives from irrigated systems [2]. Water requirements from agriculture are high. For example, it takes 500 liters, 900 liters, and 2000 liters of transpired water to produce 1 kilogram of potatoes, wheat, maize, and rice, respectively [122]. Besides consuming large quantities of fresh-water, agricultural intensification can deeply affect the quality of water resources. Eutrophication of water bodies is mostly related to fertilizer use by intensive agricultural practices [123].



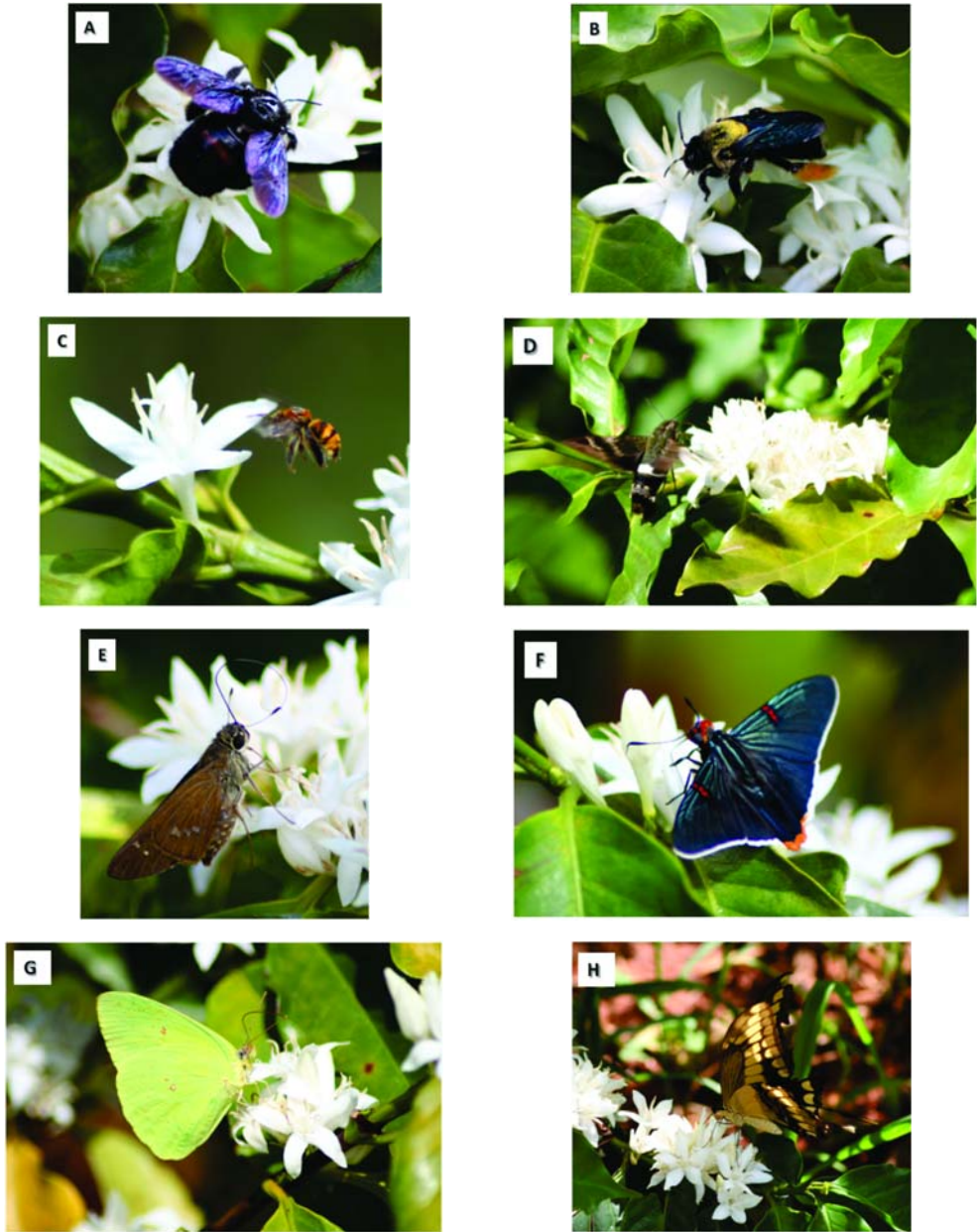
Agricultural development has historically been the main driver of inland water quality loss worldwide. It has been estimated that by 1985 56–65% of the suitable inland water had been used by intensive agriculture in Europe and North America, 27% in Asia, 6% in South America [124]. The nitrate concentration in the biggest rivers in the US increased from three to ten times since the beginning of the century. High quantities of this nutrient is responsible for the baby blue disease (Methemoglobinemia) [125].

Additionally, large quantities of money are spent on irrigation projects. In the 1970s, US investments had reached their peak of 1 billion dollars per year. In Brazil, there is great controversy involved in the project by the present government to transpose the São Francisco River. The ongoing project consists in deviating part of the river course into 600 kilometres of channels, and is costing 3.7 billion dollars to the Brazilian society. The main objective of the transposition is to increase water supply for shrimp farms, and agroindustry in the northeast region, so that only 4% of the water would be directed to the population. The ecological impacts of such enterprise will be enormous. The Rio São Francisco harbours 137 species, many of which are endemic or threatened with extinction [126]. The withdrawing of the river water will lower water levels, possibly causing profound impacts on fish assemblages.

One way of reducing the need for intensive irrigation systems is conserving the water in the agricultural systems, which is basically related to the presence of organic matter. Agricultural management that increases organic matter in the soil, such as no-till and specially agroforestry systems, increase water conservation in the soil. Many agroforestry management use trees (e.g. banana trees) that enhance soil moisture.

### 5.3. Ecosystems services

Several groups at the base of the food chain, from microorganisms to soil micro- and meso-fauna, present ecological roles that affect nutrient fixation, cycling, and mobilization in the soil. Arthropods are by far the most studied group regarding their ecological roles in agroecosystems. They have been shown to have crucial roles in pollination [127], and predation or competition with pest species [128]. De Marco and Coelho [129] noted that the raw production of coffee systems near forest fragments increased 14%, due to an increase in pollination activity in the agroecosystem. Figure 4 shows the diversity of flower visiting insects in coffee plants in home-gardens of the Pontal of the Paranapanema, southwest of Brazil. Ecosystem services provided by arthropods are also negatively affected by the use of biocides [130]. The loss of base species, as well as the structural simplification inside farms, leads in turn to a decrease in richness and abundance of several vertebrate groups [131]. These processes that follow agricultural intensification cause agroecosystems to lose basic regulation processes, including soil fertility and pest control. The latter is the most well-known consequence of biodiversity reduction [131], with a great number of studies demonstrating the effects of native arthropod predation on pest species abundance and richness [e.g. 61,72,132,133]. Vertebrate species, such as bats and birds, also present important ecological roles related to pollination, pest predation, and seed dispersal [61,72]. All these groups can be affected by agricultural intensification, which in turn could affect production in a feed-back fashion.



**Figure 8.** High diversity of flower visiting insects, such as bees (*Xylocopa* sp, (fig 4.A), *Epicharis flava* (fig 4.B), *Exomalopsis fulvofasciata* (fig 4.C), moths (Fig 4.D, 4.F), and butterflies (Fig 4.G, 4.E, 4.H) in coffee plants of home-gardens of Pontal do Paranapanema, southwest of Brazil (Photos: F.F.Goulart.)

It is possible to measure the effect of the functional groups, such as predators and pollinators by assessing production or variables that are correlated to it (such as biomass, insect damage, herbivore abundance, etc.) with predator presence or abundance. With this respect, experiments that exclude pollination or predation action have been useful to estimate the value of these services.

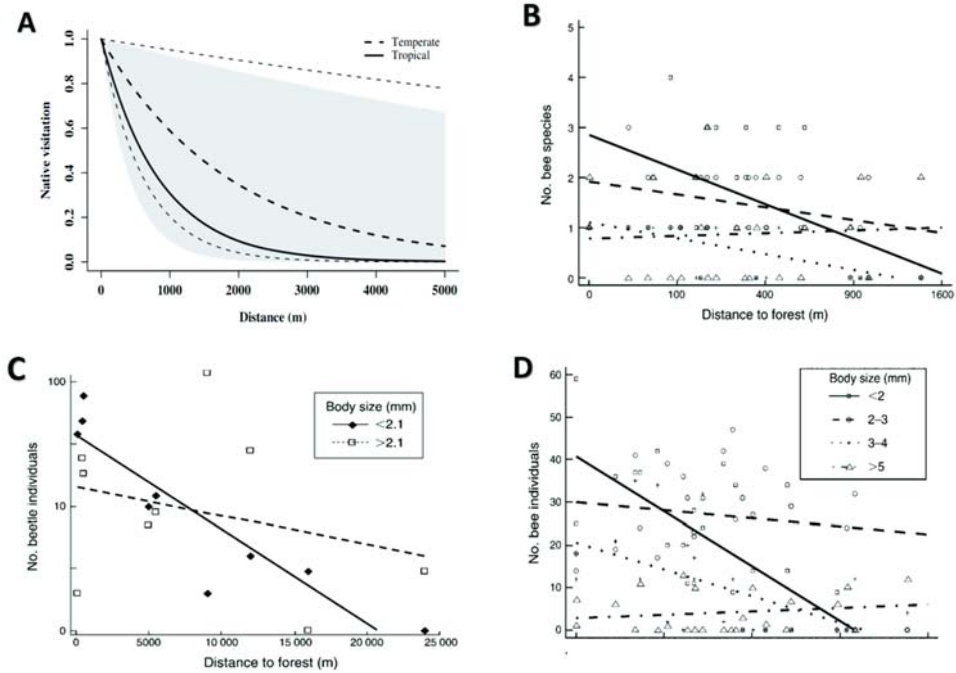
A table showing selected studies on the influence of functional groups regarding predation of potential agronomic pests and pollination of cocoa and coffee systems are shown in the appendix A.

The mechanisms that lead to biodiversity simplification through agricultural intensification vary. Soil microorganisms and micro-fauna have been shown to decrease in richness and abundance with intensive soil tillage [135,136] due to the closing of soil cracks and pores, with the consequent drying of the soil surface [137].

The result of these losses is the dependence on external inputs, which increases the costs involved in food, fiber and fuel production, as well as a decrease in soil and water quality, quality of the food produced and of rural life [134]. As an example, Boyles et al. [138] have estimated that agricultural losses caused by the decline of bat populations in North America are worth more than 3.7 billion dollars/year. For the entire biosphere, estimates of the value of natural ecosystem services vary between 16 and 54 trillion dollars/year, with an average of 33 trillion dollars/year [127]. However, as Martis [139] has pointed out, although it is possible to evaluate objectively the ecological value of certain species within a complex net of relationships and connections, we currently do not appreciate the importance of certain species, until after their disappearance.

The ecological roles of a wide variety of taxa and functional groups are object of considerable research, but we still do not fully understand the roles and the links between them [140]. Anyway, since those ecological processes on which productive systems depend on are largely biological, feedback loops caused by the modification of natural systems are bound to occur, affecting agricultural yield and stability. Therefore, there is a growing body of knowledge that demonstrates the beneficial economic effects of managing biodiversity so as to maintain ecosystem services functional [134, 141]. For instance, no-till practices generate more biologically complex soils, so that they could potentially enhance these groups' diversity [141]. Also, tropical crop productivity can be enhanced by the promotion of a more heterogeneous environment inside farms and at the landscape level, so that the occurrence of native pollinator species, pest species' natural predators [62], and competitors is promoted. Generally, diversified cropping systems harbour more arthropod populations, because these species respond to: 1) habitat heterogeneity; 2) higher predation, which facilitates species coexistence through density control mechanisms; 3) and higher stability and resource-partitioning, since production stability and predictability promotes temporal and spatial partitioning of the environment, permitting coexistence of species [131]. In a landscape perspective, management options which promote biodiversity conservation by enhancing native or planned heterogeneity inside farms or in their surroundings, have been suggested [131,143].

Structurally complex landscapes, which involve mosaic formations and corridors, facilitate native species' dispersal between farms and natural strips of vegetation [144]. There is a strong relationship between pollination activity and distance from farms to the closer forests areas (Fig. 9). Therefore, forests are sources of pollinators, and agricultural landscapes that preserve landscape heterogeneity and the forest protection can increase agricultural yield.



**Figure 9.** Decay curves for native visitation rates in cultivated systems of tropical and temperate region (A), so that solid line and shading are for tropical region, while dashed lines and lighter dashed lines concerns temperade region. (A). Source: Ricketts et., 2008. Distance from the nearest forest and the abundance of beetles (C), abundance of bees (B) and bees richness (D) of different body sizes in coffee farms of Indonesia. Source: [145]

## 6. Prospects for the future of farming and biodiversity

Farming practices are one of the greatest emitters of green house gases, such as carbon dioxide, methane, and atmospheric nitrogen, contributing greatly to climate change. Therefore agriculture is in part responsible for future climate changes. Climate change is affecting and will affect even more people's lives, biodiversity, and ecosystems. Climate change is already one of the major drivers of biodiversity loss worldwide [10]. Climate relates with many population processes, such as disease dynamics. In the highlands of Costa Rica, the outbreak of the disease caused by the fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*, associated with global warming caused the extinction of many frog species, such as of the golden toad (*Bufo periglenes*) [146].

Predictions of the impact of future climate change on species, ecosystems and agriculture are alarming, if not catastrophic. Climate change is expected to be the major drivers of ecological shifts in a near future [147]. Simulations of International Panel of Climate Change (IPCC) suggest that the mean earth temperature will rise up to 5.8 C°, and the weather will become significantly drier [148].

This will involve several changes, and one of the most notable will be the shift in the range of species distributions. Using bioclimatic models, scientists have predicted the future distribution of several species. A review of 2,954 mammals, birds, and amphibians in the Western Hemisphere suggested that 10% of the extant fauna will be lost due to climatic change. Greater changes are predicted for the Tundra, Central America, and the Andes species, which will undergo over 90% of species turnover, assuming no dispersal [149]. For instance, one of the world's most species rich ecosystems, the high altitude rupestrian fields of Brazil, might have only 15-20% of species left by the year 2080 under the best IPCC scenario [150]. Because such models do not consider process such as biotic interactions the real scenario can be worse. In a study conducted at a smaller scale, Marini and colleagues [151] modelled the present and the future distribution of *Amazona pretreii*, a threatened parrot of the Atlantic Forest of Brazil. They conclude that the year-round distribution of this species will decrease 47% until 2060. A similar analysis was conducted with 120 bat species on the Brazilian Cerrado (woodland savanna) [152]. The study was aimed to evaluate possible responses by this group for climate change, considering the IPCC scenario for 2050. The results indicated that bat species would find, in average, similar climate conditions in the future 480 km away from current regions. For the majority of the 120 species modeled, suitable regions will be located to the South (80% of the species) and to the West (56% of the species). For two bat species there will be no suitable conditions on the Brazilian Cerrado on the future, and they will be locally extinct. For 96 species the models indicate a significant contraction on their distribution (41% of actual distribution in average) only due to climate change (not accounting habitat lost by deforestation). The region where the distribution shift is expected by bat species in the future is already extremely fragmented. According to the Ministry of Environment [153], the states of Parana and São Paulo, the region where the models indicated that most of bat species would find better climate conditions in the future, are two of the worst region in terms of natural vegetation coverage. The Cerrado areas were

reduced to less than 10% of its original area. Due to its flight ability, perhaps bat species can cross large deforested area easily, but we can not say the same about the species that they depend on, such as plant species, insects, and small vertebrates. Species will have to disperse large distance to reach areas in which climate is the same as today. This suggests that future landscape connectivity will play a major role in the effectiveness of the species in reaching new areas. In this context, agroforestry systems will have a key importance in the maintenance of matrix permeability [154,93].

Climate change will affect not only species and natural ecosystems but also the agriculture. The Brazilian Center for Agriculture Research - EMBRAPA has already projected momentous changes for the regions where cultures such as soybean, sugarcane, cotton, coffee, cassava and corn are currently implemented. According to EMBRAPA and UNICAMP [155] all cultures cited above, except sugarcane and cassava, will have their areas decreasing due to climate change and global warming. Projections based on IPCC A2 scenario for 2050 verify that appropriate areas for soybean plantation will be mainly on the center and Southeastern regions of Brazil. The Southeastern region of Brazil is quite the projected area that will be sufficient to, for instance, birds and bat species of the Brazilian Cerrado. Thus, spatial competition for food production and species protection is a serious issue nowadays and for the future.

Regarding human aspects, the exponential growth of human population, and the increased *per capita* consumption reflected in the development of a highly expansive and intensive agriculture. It has been estimated that the human population will increase by 50% until 2050, with a higher expected proportion of individual meat consumption in the daily diet (feeding at higher levels of the trophic pyramid) [26]. Sustaining food production in the same magnitude of human growth is a challenge for all areas of human knowledge.

Already 1.2 billion people live in areas in which water is physically scarce, and this number should double by 2030 [6]. Projections of the proportion of total global food supply obtained from rain fed areas (non-irrigated) should decline from 65% currently to 48% in 2030 [156]. The total irrigated area is expected to grow from 254 million ha in 1995 to between 280 and 350 million ha in 2025. Fertilizer use is expected to increase 188 million tons by 2030 [157], and the world's meat consumption is expected to grow by 70% in the 2000-2030 period, and 120% in the 2000-2050 period [6]. Concerning food production, future predictions are also alarming. Global cereal production is predicted to decline by more than 5%, but this value may reach more than 10%. The risk of hunger may rise up to almost 60% in the developing world [158]. In some countries, such as India, production of crops may decrease by 70% [159]. When food security, availability, stability, utilization, and access are considered, between 5 to 170 million additional people will be at risk of hunger by 2080 [160]. However, childhood malnutrition is projected to decline from 149 million children in 2000 to 130 million children by 2025, and 99 million children by 2050 [6]. In the Amazon, soybean yields will suffer a reduction of 44% by 2050 [161]. It is estimated that the average rate of atmospheric N deposition in 34 world biodiversity hotspots by 2050 will be twice the

rate in all terrestrial ecosystems during the mid-nineties [162]. This will greatly affect plant assemblages through altered competition patterns.

According to the International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development [6], an international report involving 800 well known scientists, the best way to nurse today's and future hunger problem is by fostering small scale agriculture based on agroecological principles. The problem of climate change is due to high quantities of green house gases that affect the earth surface temperature, and agroforestry systems are sinks of some of these gases, such as nitrogen and carbon [119]. Therefore, a possible alleviation for climate change is to 're-green' [163] the planet, using agroforestry systems over large areas. Agroforestry systems thus represent a keynote in this re-greening strategy. Because it enables the association between agriculture production and biodiversity and ecosystem conservation.

## 7. Conclusion

Overall, this chapter presents an overview on the agricultural systems and the effect of different types of management on biodiversity and ecosystems. We analyse data for shade-cocoa, shade-coffee and agroforestry home gardens in Brazilian atlantic forest region. In most situations, win-win relationship between conservation and production is possible, as farms with intermediate levels of yield are associated with high biodiversity. Also, the idea that there is a need to intensify agricultural systems to increase food production to feed the hungry does not apply to many tropical agriculture landscapes. Instead, changing food habits and promoting a more even food distribution using small scale eco-agriculture will guarantee a more resilient, social, and biodiversity friendly practices.

The future of farming and biodiversity depends on the type of agricultural management that will be applied in landscapes. If the agricultural intensification continues to expand, it is very likely that yields will increase, but with high variance and low resilience to environmental uncertainties, which are predicted to increase due to climatic changes and loss of ecosystem services. On the other hand, stakeholders may opt for more biodiversity friendly agricultural practices, which sometimes (but not always) are less productive than intensive systems, but have more productive stability and are more resilient. Additionally, these non-intensive systems can mitigate climate change by being sinks of green house gases.

Food security in the tropics depends on the recognition of the importance of the poor small holder agricultural systems, because they are the majority of the hungry people in the world. The '*business as usual*' strategy should increase economic inequality, increasing poverty and starvation, as well as causing deep ecological impacts. On the other hand, small-holder mixed-farming systems increase food security during times of ecological and economical instability. As we see it, heterogeneous agroforestry is the best option for biological conservation and social justice. It is expected that in the near future, millions of hectares of land will be occupied by agroforestry systems.

## Appendix

Ecosystem service (taxa)	Plant species	Proportional yield loss or indirect effect caused by the reduction or absence of the functional group	Forest distance and functional group richness/abundance	Main findings	Country	Exclusion experiment	Ref.
Pollination (bees)	Coffee	0.15 (sites near forests)	Highly correlated	Pollination accounted for US\$ 1860.55 ha per year.	Brazil	Yes	129
Pollination (bees)	Coffee	0.05 to 0.56 (mean = 0.17)	Not correlated	<i>Apis mellifera</i> (honeybees) accounted for high proportion of the visits (95% of the visits)	Panama	Yes	164
Pollination (bees)	Coffee	0.27	Highly correlated.	Solitary bees generally show low abundance, but high pollination effectiveness. Diversity, rather than abundance explained variation in fruit set. Rare solitary bees are more important than abundant social bees.	Indonesia	Yes*	165, 166
Pollination (bees)	Coffee	0.8	Not addressed	<i>Apis mellifera</i> showed high visitation rate.	Ecuador	No	169
Pollination (bees and ants)	Coffee	0.1 (low shade) to 0.41 (high shade)	Not addressed	Flying pollinators alone did not affect fruit set or fruit weight. In spite of it, the exclusion of ants and flying pollinators decrease fruit weight in shade plantations.	Mexico	Yes	168
Pollination (midges)	Cocoa	0.77	Not correlated	Ceratopogonidae midges have high effectiveness.	Ghana	No	169
Predation (birds)	Coffee	0.01 to 0.14	Landscape heterogeneity had significant effect	The migrant <i>Dendroica caerulescens</i> (Black throated Blue Warbler) showed high predation effectiveness.	Jamaica	Yes	72
Predation (birds)	Coffee	Indirect effect: reduction in 64% to 80% of large arthropods caused by birds	Not addressed		Guatemala	Yes	62
Predation (birds, lizards, arthropods predator and parasitoids)	Coffee	Indirect effect: reduction in the abundance of the pests ( <i>Leanipora coffeella</i> and <i>Prorhinotermes</i> )	Not addressed	Birds and lizards had additive effects. Both groups fed on arthropods and parasitoids (intra-guild predation).	Porto Rico	Yes	170
Predation (ants)	Coffee	Indirect effect: Lepidoptera pest removal was smaller in the controls	Not addressed	The bird ( <i>Basilinna ruficeps</i> ) showed high predation effectiveness.	Mexico	Yes	171
Predation (ants)	Coffee	Indirect effect: higher predation rates of coffee berry borer	Not addressed	Higher removal rates were found in shade systems in the wet season.	Colombia	No	172
Predation (birds)	Cocoa	Indirect effect: Birds reduce leaf damage from 9.7% to 7.6%	Not addressed	<i>Dendroica pensilvanica</i> showed high predation effectiveness.	Panama	Yes	173
Predation (bats)	Coffee	Indirect effect: Bats and birds reduce arthropod abundance	Not addressed	Arthropods in the control were 46% higher than in the treatment in which both bats and birds were excluded.	Mexico	Yes	174
Predation (ants)	Coffee	Indirect effect: birds can reduce arthropod abundance in 58%	Not addressed	When migrants are present, birds forage more frequently in the understory, where there is lower competition with migrants.	Mexico	Yes	175
Predation: ( <i>Atzea</i> spp. ants)	Coffee	Indirect effect: <i>Perez rapae</i> (a coffee pest) suffered higher removal	Not addressed	Contradictory results show that the ants can have potential as pests through their positive effect on scale, but also as biological control agents	Mexico	No	176
Predation: ( <i>Wasmannia</i> spp. ants)	Cocoa	no significant effect:	Not addressed	This species have low effectiveness of predating on potential pests.	Brazil	No	177
Parasitoid	Cocoa	Indirect effects: parasitoids species correlated tree species	Not addressed	Higher diversity of shade trees maintains high parasitoid levels.	Brazil	No	178

**Appendix A:** Selected studies concerning ecosystem services in coffee and cocoa plantations in the tropics highlighting the main findings.



## Author details

F.F. Goulart\*, B.Q.C. Zimbres and R.B. Machado

*Laboratório de Planejamento para a Conservação da Biodiversidade,*

*Departamento de Zoologia, Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro, Brasília, DF, Brazil*

T.K.B. Jacobson

*Campus Planaltina, Universidade de Brasília*

*Centro de Estudos UnB Cerrado, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brazil*

L.M.S. Aguiar

*Laboratório de Biologia e Conservação de Mamíferos,*

*Departamento de Zoologia, Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro, Brasília, DF, Brazil*

G.W. Fernandes

*Laboratório de Ecologia Evolutiva e Biodiversidade/DBG,*

*ICB/Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brazil*

## Acknowledgement

We thank A. Azevedo (Biotrópicos- Instituto de Pesquisa em Vida Silvestre) for identifying the bee species, P. Saboya for the critiques on the model, and the farmers of Pontal do Paranapanema and Serro region. We would like to thank F. Takahashi for the critiques on the final manuscript. The Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for a PHD fellowship for F.F.G.

We would like to thank the RedeCerrado and Graduate Program in Ecology of the University of Brasília." The name R.B. Machado appears twice. Where it says R.B. Machado referred to the Laboratório de Biologia e Conservação de Mamíferos, it should be L.M.S. Aguiar. Change the address of T.K.B. Jacobson for: Universidade de Brasília, Campus UnB Planaltina, Área Universitária n.1, Planaltina-DF. Universidade de Brasília, Centro de Estudos UnB Cerrado da Chapada dos Veadeiros

## 8. References

- [1] McNeely JA, Scherr SJ (2003) Ecoagriculture: strategies to feed the world and save wild biodiversity. Washington: Island Press. pp. 352
- [2] Cassman K, Wood S (2005) Cultivated Systems. In: Milenium Ecosystem Assessment Report (available at <http://www.maweb.org/en/index.aspx>). Washington: Island Press. pp. 793
- [3] Perfecto I, Rice RA, Greenberg R, Van der Voort ME (1996) Shade-coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *Biosci.* 46: 598–608.

---

\* Corresponding Author

- [4] Faria D, Laps RR, Baumgarten J, Cetra M (2006) Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiv. cons.* 15: 587–612.
- [5] Altieri MA (1995) *Agroecology: the Science of Sustainable Agriculture*. Boulder: Westview Press. 433 p
- [6] McIntyre BD, Herren HR, Wakhungu J, Watson RT (2009) *Agriculture at a Crossroads. International assessment of agricultural knowledge, science and technology for development (IAASTD): global report. Synthesis Report*. Washington: Island Press, 590
- [7] Faria D, Paciencia ML, Dixo M, Laps RR, Baumgarten J (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiv. and cons.* 16: 2335–2357.
- [8] Goulart FF, Vandermeer J, Perfecto I, da Matta-Machado RP (2011) Frugivory by five bird species in agroforest home-gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agrof. syst.* 1–8. DOI10.1007/s10457-011-9398-z
- [9] Matson PA, Parton WJ, Power A, Swift M (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Sci.* 277: 504.
- [10] Mace G, Masundire H, Baillie J, (coord. authors) (2005) Biodiversity. In: *Millennium Ecosystems Assessment*, p. 77 – 122. Washington: Island Press
- [11] Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nat.* 403: 853–858.
- [12] Pimentel D, Stachow U, Takacs DA, Brubaker HW, Dumas AR, Meaney JJ, Onsi DE, Corzilius, DB (1992) Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Biosci.* 42: 354–362.
- [13] Perfecto I, Vandermeer J (2008) Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Ann. n.y. acad. sci.* 1134: 173–200.
- [14] Goulart F, Vandermeer J, Perfecto I, Matta-Machado R (2009a) Análise agroecológica de dois paradigmas modernos. *Revista Brasileira de Agroecologia* 4: 76-85.
- [15] Noble IR, Dirzo R (1997) Forests as human-dominated ecosystems. *Sci.* 277: 522.
- [16] Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.
- [17] Antongiovanni M, Metzger JP (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. cons.* 122: 441–451.
- [18] Vandermeer J, Carvajal R (2001) Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *Am. Nat.* 158: 211.
- [19] Balmford A, Green R, Scharlemann JPW (2005) Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Glob. chang. biol.* 11: 1594–1605.
- [20] Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JP, Balmford A (2005) Farming and the fate of wild nature. *Sci.* 307: 550.
- [21] Perfecto I, Vandermeer J (2010) The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. n. acad. sci.* 107: 5786.

- [22] Angelsen A, Kaimowitz D (2001) *Agricultural technologies and tropical deforestation*. CABI Publishing. pp. 411
- [23] Makowski D, Dore T, Gasquez J, Munier-Jolain N (2007) Modelling land use strategies to optimise crop production and protection of ecologically important weed species. *Weed res.* 47: 202–211.
- [24] Davidson EA, Howarth RW (2007) Nutrients in synergy. *Nat.* 449: 1000-1001.
- [25] Wood S, Ehui S (2005) *Food*
- [26] Levy M, Babu S, Hamilton K (2005) Ecosystem conditions and human well-being. In: Kakri AH, Watson R, editors. *Millenium Ecosystem Assesment*. Washington DC: Island Press. pp.794
- [27] OECD, 2012. Available at : <http://www.oecd.or> (Organization of Economic Co-operation and Development).
- [28] Bessesen DH (2008) Update on obesity. *J. Clinic. Endocr. Metab.* 93: 20-27.
- [29] Kopelman PG, Caterson ID, Dietz WH (2005) *Clinical obesity in adults and children*. Wiley Online Library.
- [30] WHO (2005a) *Global database on Body Mass Index*. Available at [http://www.who.int/ncd\\_surveillance/infobase/web/InfoBaseCommon/](http://www.who.int/ncd_surveillance/infobase/web/InfoBaseCommon/).
- [31] Guanziroli CE (2001) *Agricultura familiar e reforma agrária no século XXI*. Rio de Janeiro: Garamond. pp. 291
- [32] Flynn DF, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, Molinari N, Richers BT, Lin BB, Simpson N, Mayfield MM, DeClerck F (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12: 22–33.
- [33] Shiva V, Jafri AH, Shiva V, Bedi G (2002) *Seeds of suicide: the ecological and human costs of globalization of agriculture*. New Delhi: Sage Publications India Pvt Ltd. pp. 151
- [34] Rosset M, Rosset PM, Write O (1999) *The multiple functions and benefits of small farm agriculture*. Policy Brief No 4, Washington DC: Institute for Food and Development Policy. pp. 22.
- [35] Badgley C, Perfecto I (2007) Can organic agriculture feed the world? *Renewable agric. food syst.* 22: 80–85.
- [36] Stanhill G (1990) The comparative productivity of organic agriculture. *Agric. ecosys. envir.* 30: 1–26
- [37] Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends ecol. evol.* 18: 182–188.
- [38] Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RGH, Duckworth JC, Shrubbs M (2000) Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. appl. ecol.* 37: 771–788.
- [39] Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB, Siriwardena GM (1999) The second silent spring? *Nat.* 611–612.
- [40] Donald PF, Evans AD (2006) Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agrienvironment schemes. *J. appl. ecol.* 43: 209–218.

- [41] Perfecto I, Vandermeer J, Mas A, Pinto LS (2005) Biodiversity, yield, and shade-coffee certification. *Ecol. econom* 54: 435–446.
- [42] Altieri MA, Merrick L (1987) In situ conservation of crop genetic resources through maintenance of traditional farming systems. *Econom. bot.* 41: 86–96.
- [43] Wood, D, Lenne J M (1997) The conservation of agrobiodiversity on-farm: questioning the emerging paradigm. *Biodivers. cons.* 6: 109–129.
- [44] Carson R (1964) *Silent spring*. Boston: Mariner Books. pp. 368
- [45] Ratcliffe DA (1970) Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. Appl. ecol.* 7: 67–115.
- [46] Mellink E, Riojas-López ME, Luévano-Esparza J (2009) Organochlorine content and shell thickness in brown booby (*Sula leucogaster*) eggs in the Gulf of California and the southern Pacific coast of Mexico. *Envir. poll.* 157: 2184–2188.
- [47] Busby DG, Pearce PA, Garrity NR, Reynolds LM (1983) Effect on an Organophosphorus Insecticide on Brain Cholinesterase Activity in White-Throated Sparrows Exposed to Aerial Forest Spraying. *J. Appl. Ecol.* 20: 255–263.
- [48] Cooper RJ, Dodge KM, Martinat PJ, Donahoe SB, Whitmore RC (1990) Effect of diflubenzuron application on eastern deciduous forest birds. *J. wildl. manag.* 54: 486–493.
- [49] Kiesecker JM (2002) Synergism between trematode infection and pesticide exposure: A link to amphibian limb deformities in nature? *Proc. n. acad. sci.* 99: 9900.
- [50] WHO (2005b) *Modern food biotechnology, human health and development: An evidence-based study*.
- [51] MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecol.* 42: 594–598.
- [52] Begon M, Harper JL, Townsend CR (1996) *Ecology: individuals, populations, and communities*. Malden: Wiley-Blackwell. 1092 p.
- [53] Paine RT (1969) A note on trophic complexity and community stability. *The American Naturalist* 103: 91–93.
- [54] Bowman GB, Harris LD (1980) Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *J. Wildl. Manag.* 44: 806–813.
- [55] Whittingham MJ, Evans KL (2004) The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210–220.
- [56] Lima SL, Valone TJ (1991) Predators and avian community organization: an experiment in a semi-desert grassland. *Oecologia* 86: 105–112
- [57] Desrochers A, Hannon SJ (1997) Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Cons. biol.* 11: 1204–1210.
- [58] Marcelo C. Silva, pers. comm.
- [59] Clough Y, Dwi Putra D, Pitopang R, Tschamtke T (2009) Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biol. cons.* 142: 1032–1041.
- [60] Reitsma R, Parrish JD, McLarney W (2001) The role of cacao plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. *Agrof. syst.* 53: 185–193.

- [61] Greenberg R, Bichier P, Angón AC (2000a) The conservation value for birds of cacao plantations with diverse planted shade in Tabasco, Mexico. *Anim. cons.* 3: 105–112
- [62] Greenberg R, Bichier P, Angon AC, MacVean C, Perez R, Cano E (2000b) The Impact of Avian Insectivory on Arthropods and Leaf Damage in Some Guatemalan Coffee Plantations. *Ecol.* 81: 1750-1755.
- [63] Sonwa DJ, Nkongmeneck BA, Weise SF, Tchatat M, Adesina AA, Janssens MJ (2007) Diversity of plants in cocoa agroforests in the humid forest zone of Southern Cameroon. *Biodiversity and Conservation* 16: 2385–2400.
- [64] Delabie JH, Jahyny B, do Nascimento IC, Mariano CS, Lacau S, Campiolo S, Philpott SM, Leponce M (2007) Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiv. cons.* 16: 2359–2384.
- [65] Sambuichi RH (2002) Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (mata atlântica raleada sobre plantação de cacau) na Região Sul da Bahia, Brasil. *Acta Bot. Brasilica* 16: 89–101.
- [66] Mittermeier RA (1988) Primate diversity and the tropical forest. In: Wilson EO, Peter FM, editors. *Biodiversity*. Washington: National Academy Press. pp. 145–154.
- [67] Oliver WLR, Santos IB (1991) Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of South-east Brazil. *Jersey Wildl. Preserv. Trust, special Scientific Report* (4): pp. 125.
- [68] Pacheco LF, Whitney BM (1996) A new genus and species of furnariid (Aves: Furnariidae) from the cocoa-growing region of southeastern Bahia, Brazil. *Wilson Bull.* 108: 397–433.
- [69] Ricardo R. Laps, pers comm.
- [70] Vaughan C, Ramírez O, Herrera G, Guries R (2007) Spatial ecology and conservation of two sloth species in a cacao landscape in Limón, Costa Rica. *Biodiv. cons.* 16: 2293–2310
- [71] Clough Y, Barkmann J, Juhbandt J, Kessler M, Wanger TC, Anshary A, Buchori D, et al. (2011). Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proc. nat. acad. sci.* 108(20), 8311.
- [72] Kellermann JL, Johnson MD, Stercho AMY, Hackett SC (2008) Ecological and economic services provided by birds on Jamaican Blue Mountain coffee farms. *Cons. biol.* 22: 1177–1185.
- [73] Calvo L, Blake J (1998) Bird diversity and abundance on two different shade-coffee plantations in Guatemala. *Bird cons. internat.* 8: 297–308.
- [74] Goulart FF, Monte AZL, Checoli CH, Saito CH, (2009b) Etnoecologia associada aos cafezais agroflorestais tradicionais da região do Serro. *Annals of the 5th Congresso Nacional de Sistemas Agroflorestais, Luziânia, Brazil.*
- [75] Moguel P, Toledo VM (1999) Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Cons. biol.* 13: 11–21.
- [76] Solis-Montero L, Flores-Palacios A, Cruz-Angón A (2005) Shade-Coffee Plantations as Refuges for Tropical Wild Orchids in Central Veracruz, Mexico. *Cons. biol.* 19: 908–916]

- [77] Pineda E, Moreno C, Escobar F, Halfpeter G (2005) Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Cons. Biol.* 19: 400–410.
- [78] Klein AM, Steffan-Dewenter I, Buchori D, Tscharntke T (2002) Effects of Land-Use Intensity in Tropical Agroforestry Systems on Coffee Flower-Visiting and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Cons. Biol.* 16: 1003–1014.
- [79] Ormerod SJ, Watkinson AR (2000) Editors' introduction: birds and agriculture. *J. Appl. Ecol.* 37: 699–705.
- [80] Komar O (2006) Priority Contribution. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. *Bird Conservation International* 16: 1–23.
- [81] Wunderle Jr JM, Latta SC (1996) Avian abundance in sun and shade-coffee plantations and remnant pine forest in the Cordillera Central, Dominican Republic. *Ornit. neotrop.* 7: 19–34.
- [82] Somarriba E, Harvey CA, Samper M, Anthony F, González J, Staver C, Rice RA (2004): Biodiversity conservation in neotropical coffee (*Coffea arabica*) plantations. In: Schrotth G, Fonseca G, Harvey C, Gascon C, Vasconcelos H, Izac A. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. pp.198–226.
- [83] Wunderle Jr JM, Latta SC (1996) Avian abundance in sun and shade-coffee plantations and remnant pine forest in the Cordillera Central, Dominican Republic. *Ornit. neotrop.* 7: 19–34.
- [84] Kumar BM, Nair PKR (2004) The enigma of tropical home-gardens. *Agrof. syst.* 61: 135–152.
- [85] Soemarwoto O, Conway GR (1992) The javanese home-garden. *J. farm. syst. res. ext.* 2: 95–118.
- [86] Galluzzi G, Eyzaguirre P, Negri V (2010) Home-gardens: neglected hotspots of agrobiodiversity and cultural diversity. *Biodiv. cons.* 19(13): 3635–3654
- [87] Sunwar S, Thornström CG, Subedi A, Bystrom M (2006) Home-gardens in western Nepal: opportunities and challenges for on-farm management of agrobiodiversity. *Biodiv. conserv.* 15: 4211–4238.
- [88] Albuquerque UP, Andrade LHC, Caballero J (2005) Structure and floristics of home-gardens in Northeastern Brazil. *J. arid envir.* 62: 491–506.
- [89] Marjokorpi A, Ruokolainen K (2003) The role of traditional forest gardens in the conservation of tree species in West Kalimantan, Indonesia. *Biodiv. cons.* 12: 799–822.
- [90] Kabir ME, Webb EL (2008) Can home-gardens conserve biodiversity in Bangladesh? *Biotropica* 40: 95–103.
- [91] Marsden SJ, Symes CT, Mack AL (2006) The response of a New Guinean avifauna to conversion of forest to small-scale agriculture. *Ibis* 148: 629–640.
- [92] Goulart FF (2007) Aves em quintais agriflorestais do Pontal do Paranapanema: epistemologia, frugivoria e estrutura de comunidades. Dissertation. Universidade Federal de Minas Gerais.
- [93] Uezu A, Beyer DD, Metzger JP (2008) Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiv. conserv.* 17: 1907–1922.

- [94] Cockle KL, Leonard ML, Bodrati AA (2005) Presence and abundance of birds in an Atlantic forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate, in Paraguay. *Biodiv. cons.* 14: 3265–3288.
- [95] Thiollay JM (1995) The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conserv. biol.* 9: 335–353.
- [96] Harvey CA, Tucker NI, Estrada A (2004) Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes* 261–289.
- [97] Williams-Linera G, Sosa V, Platas T (1995) The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* 16: 36–40.
- [98] Hietz-Seifert U, Hietz P, Guevara S (1996) Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. *Biol. cons.* 75: 103–111.
- [99] Fischer J, Lindenmayer DB (2002) The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodiv. cons.* 11: 807–832.
- [100] Guevara S, Laborde J (1993) Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Plant ecol.* 107: 319–338.
- [101] Rodrigues M, Goulart FF (2005) Aves regionais: de Burton aos dias de hoje. In: Goulart EM, editor. *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*. Belo Horizonte: Editora Guaycui. pp. 589–603
- [102] Galindo-González J, Guevara S, Sosa VJ (2000) Bat-and Bird-Generated Seed Rains at Isolated Trees in Pastures in a Tropical Rainforest. *Cons. biol.* 14: 1693–1703.
- [103] Slocum MG, Horvitz CC (2000) Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant ecol.* 149: 51–62.
- [104] Lavelle P, Berhe AA (2005) Nutrient Cycling. *Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment* 1, 331.
- [105] Cadisch G, Giller KE (1997). *Driven by Nature*. CAB International, Wallingford, U.K.
- [106] Falkowski PG, Scholes RJ, Boyle E, Canadell J, Canfield D, Elser J (2000) The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. *Sci* 290: 291–296.
- [107] Smith P, Bertaglia M (2007) Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: Cleveland CJ, editor. *Encyclopedia of Earth*. Washington: Available at [http://www.eoearth.org/article/Greenhouse\\_gas\\_mitigation\\_in\\_agriculture](http://www.eoearth.org/article/Greenhouse_gas_mitigation_in_agriculture).
- [108] Vitousek PM (1994) Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecol.* 75: 1861–1876.
- [109] Gruber N, Galloway JN (2008) An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nat.* 451: 293–296.
- [110] Bobbink R, Hicks K, Galloway J, Spranger T, Alkemade R, Ashmore M, Bustamante M, Cinderby S, Davidson E, Dentener F, Emmett B, Erisman JW, Fenn M, Gilliam F, Nordin A, Pardo L, de Vries W (2010) Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecol. appl.* 20: 30–59.

- [111] Lavelle P, Dugdale R, Scholes R (lead authors) (2009). Nutrient cycling. In: Millenium Ecosystems Assessment In: Kakri AH, Watson R, editors. Millenium Ecosystem Assessment. Washington DC: Island Press. , pp. 331 – 353.
- [112] Menge, D. N. L.; Field, C. B. 2007. Simulated global changes alter phosphorus demand in annual grassland. *Glob. chang. biol.* 13: 1-10.
- [113] Turner BL (2008) Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. *J. ecol.* 96: 698-702.
- [114] Elser JJ, Bracken MES, Clelan, EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB, Smith JE (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. lett.* 10: 1-8
- [115] Davidson EA, Araújo AC, Artaxo P, Balch JK, Brown IF, Bustamante MMC, Coe MT, DeFries RS, Keller M, Longo M, Munger JW, Schroeder W, Soares-Filho BS, Souza Jr CM, Wofsy SC (2012) The Amazon basin in transition. *Nat.* 481: 321-328.
- [116] Jacobson TKB, Bustamante MMC, Kozovits AR (2011) Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and N release in a Brazilian Cerrado under N, P and N plus P additions. *Environ. poll.* 159: 2236-2242
- [117] Bustamante MMC, Medina E, Asner GP, Nardoto GB, Garcia-Montiel DC (2006) Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. *Biogeochem.* 79: 209-237.
- [118] Fynn RWS, Morris CD, Kirkman KP (2005) Plant strategies and trait trade-offs influence trends in competitive ability along gradients of soil fertility and disturbance. *J. Ecol.* 93: 384-394.
- [119] Carvalho F, de Souza FA, Carrenho R, Souza FMS, Fernandes GW, Jesus EC (2012) The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. *Appl. soil ecol.* 52: 9-19
- [120] Sharrow S, Ismail S (2004) Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agrof. syst.* 60: 123–130.
- [121] Dixon RK, Schroeder PE, Winjum JK (1991) Assessment of promising forest-management practices and technologies for enhancing the conservation and sequestration of atmospheric carbon and their costs at the site level. Environmental Research Lab, Environmental Protection Agency, Corvallis.
- [122] Klohn WE, Appelgren BG (1998) Challenges in the field of water resource management in agriculture. *Sustainable Management of Water in Agriculture: Issues and Policies.* Paris: OECD. pp. 33
- [123] Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Shawley AN, Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. appl.* 8: 559–56.
- [124] Finlayson CM, D’Cruz R (cord authors) (2005) Inland Water Systems. In: Millenium Ecosystem Assessment. pp. 583. Washington: Island Press.
- [125] Matson, P. A.; Parton, W. J.; Power, A. G.; Swift, M. J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Sci.* 277: 504-509.



- [126] Petreire Jr M (1989) River fisheries in Brazil: A review. *Regul. riv. res. manag.* 4: 1–16.
- [127] Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso Ma, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van Den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nat.* 387: 253-260.
- [128] Starý P, Pike KS (1999) Uses of beneficial insect diversity in agroecosystem management. In: Collins W, Qualset CO, editors. *Biodiversity in agroecosystems*. Boca Raton: CRC Press. pp. 49-68.
- [129] De Marco P, Coelho FM (2004) Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiv. cons.* 13: 1245–1255.
- [130] Yeates GW, Bamforth SS, Ross DJ, Tate KR, Sparling GP (1991) Recolonization of methyl bromide sterilized soils under four different field conditions. *Biol. fert. soils* 11: 181–189.
- [131] Altieri MA (1994) *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. New York: Haworth Press. pp. 185
- [132] Altieri MA, Letourneau DK (1982). *Vegetation management and biological control in agroecosystems*. *Crop Protection* 1: 405-430.
- [133] Philpott SM, Greenberg R, Bichier P, Perfecto I (2004) Impacts of major predators on tropical agroforest arthropods: comparisons within and across taxa. *Oecologia* 140: 140- 149.
- [134] Altieri MA (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. envir.* 74: 19-31. Oakland: Rowman & Littlefield Publishers Inc. pp. 175-182.
- [135] Bamforth SS (1999) Soil microfauna: Diversity and applications of protozoans in soil. In: Collins W, Qualset CO, editors. *Biodiversity in agroecosystems*. Boca Raton: CRC Press. pp. 19-26.
- [136] [136] Neher DA, Barbercheck ME (1998) Diversity and function of soil mesofauna. In: Collins W, Qualset CO, editors. *Biodiversity in agroecosystems*. Boca Raton: CRC Press. pp. 27–47.
- [137] Klute A (1982) Tillage effects on the hydraulic properties of soil: a review. In: Unger PW, van Doren DC, editors . *Predicting tillage effects on soil physical properties and processes*. Madison: American Society of Agronomy. pp. 29-43.
- [138] Boyles JG, Cryan PM, McCracken GF, Kunz TH (2011) Economic importance of bats in agriculture. *Sci.* 332: 41.
- [139] Martis M (1988) *Man vs. landscape*. Prague: Horizont.
- [140] Kremen C (2005) Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8, 468-479.
- [141] Nelson E, Mendoza G, Regetz J, Polasky S, Tallis H, Cameron DR, Chan KM, Daily GC, Goldstein J, Kareiva PM, Lonsdorf E, Naidoo R, Ricketts TH, Shaw MR (2009) Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecol. Environ.* 7: 4-11.

- [142] Perdue JC, Crossley Jr. DA (1989) Seasonal Abundance of Soil Mites (Acari) in Experimental Agroecosystems: Effects of Drought in No-Tillage and Conventional Tillage. *Soil till. res.* 15: 117-124.
- [143] Tschamtk T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857-874.
- [144] Klein, A. M., Cunningham, S. A., Bos, M., & Steffan-Dewenter, I. (2008). Advances in pollination ecology from tropical plantation crops. *Ecology*, 89(4), 935–943.
- [145] Lacher TE, Slack RD, Coburn LM, Goldstein MI (1999) The role of agroecosystems in wildlife biodiversity. In: Collins W, Qualset CO, editors. *Biodiversity in agroecosystems*. Boca Raton: CRC Press. pp. 147-165
- [146] Pounds JA, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MP, Foster PN, La Marca E, Masters KL, Merino-Viteri A, Puschendorf R, Ron SR, Sánchez-Azofeifa GA, Still CJ, Young BE (2006) Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nat.* 439: 161–167.
- [147] Hannah L, Midgley G, Lovejoy T, Bond W, Bush M, Lovett J, Scott D, Woodward, FI (2002) Conservation of biodiversity in a changing climate. *Cons. Biol.* 16: 264–268
- [148] IPCC (2001). Report of the International Panel for Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.
- [149] Lawler JJ, Shafer SL, White D, Kareiva P, Maurer EP, Blaustein AR, Bartlein PJ (2009) Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecol.* 90: 588–597
- [150] NPU Barbosa & GW Fernandes, in prep
- [151] Marini MÃ, Barbet-Mansin M, Martinez J, Prestes NP, Jiguer F (2010) Applying niche modelling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (*Amazona pretrei*). *Biol. cons.* 143: 102-112
- [152] LMS Aguiar & RB Machado, in prep.
- [153] MMA. 2009. Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002 a 2008: dados revisados. Brasília-DF: Centro de Sensoriamento Remoto - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Available at <<http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/>>.
- [154] Perfecto I, Vandermeer J (2002) Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Cons. Biol.* 16: 174–182.
- [155] EMBRAPA and UNICAMP (2008). Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. Brasília-DF. Technical report available at [www.agritempo.gov.br/climateagricultura](http://www.agritempo.gov.br/climateagricultura)
- [156] Bruinsma J (2003) World agriculture: Towards 2015/2030 – An FAO Perspective. London: Earthscan. pp. 432
- [157] FAO (2004) The state of food insecurity in the World. Monitoring progress towards the World Food Summit and Millennium Development Goals. Rome: FAO. pp. 44
- [158] Parry M, Rosenzweig C, Livermore M (2005) Climate change, global food supply and risk of hunger. *Phil. trans. roy. soc. B: biol. sci.* 360: 2125–2138.

- [159] Rosenzweig C, Parry ML (1994) Potential impact of climate change on world food supply. *Nat.* 367: 133–138.
- [160] Schmidhuber J, Tubiello FN (2007) Global food security under climate change. *Proc. n. acad. sci.* 104: 19703.
- [161] Lapola DM, Schaldach R, Alcamo J, Bondeau A, Msangi S, Priess JA, Silvestrini R, Soares-Filho BS (2011) Impacts of climate change and the end of deforestation on land use in the Brazilian legal Amazon. *Earth interact.* 15: 1-30
- [162] Phoenix GK, Hicks WK, Cinderby S, Kuylenstierna JCI, Stock WD, Dentener FJ, Giller KE, Austin AT, Lefroy RDB, Gimeno BS, Ashmore MR, Ineson P (2006) Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: the need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. *Glob. chang. biol.* 12: 470-476.
- [163] Thomas Lovejoy, pers. comm.
- [164] Roubik, D. W. (2002). Feral African bees augment neotropical coffee yield. *Pollinating bees: the conservation link between agriculture and nature, Ministry of Environment, Brazilia, Brazil*, 255–266.
- [165] Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003). Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. *J Appl. Ecol.* 40(5), 837–845.
- [166] Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003). Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proc. r. soc. lond. s B: biol. sci.* 270(1518), 955–961.
- [167] Veddeler, D., Olschewski, R., Tscharntke, T., & Klein, A. M. (2008). The contribution of non-managed social bees to coffee production: new economic insights based on farm-scale yield data. *Agrof syst*, 73(2), 109–114.
- [168] Philpott, S. M., Uno, S., & Maldonado, J. (2006). The importance of ants and high-shade management to coffee pollination and fruit weight in Chiapas, Mexico. *Arthrop. Divers. Cons.* 473–487
- [169] Frimpong, E. A., Gordon, I., Kwapong, P. K., Gemmill-Herren, B., & others. (2010). Dynamics of cocoa pollination: tools and applications for surveying and monitoring cocoa pollinators. *Int. j. insect. sci.* 29(2), 62.
- [170] Borkhataria, R. R., Collazo, J. A., & Groom, M. J. (2006). Additive effects of vertebrate predators on insects in a Puerto Rican coffee plantation. *Ecol. Appl.* 16(2), 696–703.
- [171] Perfecto, I., Vandermeer, J. H., Bautista, G. L., Nunez, G. I., Greenberg, R., Bichier, P., & Langridge, S. (2004). Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident neotropical birds. *Ecol.* 85(10), 2677–2681.
- [172] Armbrrecht, I., & Gallego, M. C. (2007). Testing ant predation on the coffee berry borer in shaded and sun coffee plantations in Colombia. *Entomol. exp. appl.* 124(3), 261–267.
- [173] Van Bael, S. A., Bichier, P., & Greenberg, R. (2007). Bird predation on insects reduces damage to the foliage of cocoa trees (*Theobroma cacao*) in western Panama. *J. trop. ecol.* 23, 715–719.

- [174] Williams-Guillén, K., Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2008). Bats limit insects in a neotropical agroforestry system. *Sci.* 320(5872), 70–70.
- [175] Jedlicka, J. A., Greenberg, R., Perfecto, I., Philpott, S. M., & Dietsch, T. V. (2006). Seasonal shift in the foraging niche of a tropical avian resident: resource competition at work? *J. trop. ecol.* 22(4), 385–395.
- [176] Vandermeer, J., Perfecto, I., Ibarra Nuñez, G., Philpott, S., & Garcia Ballinas, A. (2002). Ants (*Azteca* sp.) as potential biological control agents in shade coffee production in Chiapas, Mexico. *Agrof. syst.* 56(3), 271–27.
- [177] Sperber, C. F., Nakayama, K., Valverde, M. J., & Neves, F. S. (2004). Tree species richness and density affect parasitoid diversity in cacao agroforestry. *Bas. appl. ecol.* 5(3), 241–251.

7.2. APÊNDICE II: Manuscrito *Influence of landscape isolation on effectiveness of matrix restoration for forest birds in the Atlantic Forest hotspot: Where does matrix most matters?* submetido para o periódico *Landscape*

*Ecology*

# Landscape Ecology

## Influence of landscape isolation on effectiveness of matrix restoration for forest birds in the Atlantic Forest hotspot: Where does matrix most matters?

--Manuscript Draft--

<b>Manuscript Number:</b>	
<b>Full Title:</b>	Influence of landscape isolation on effectiveness of matrix restoration for forest birds in the Atlantic Forest hotspot: Where does matrix most matters?
<b>Article Type:</b>	Research Article
<b>Keywords:</b>	agroforestry systems, bird conservation, dispersion, functional connectivity, spatial explicit models, landscape metrics
<b>Corresponding Author:</b>	Fernando Figueiredo Goulart, M.D. Institute of Biology, University of Brasília Brasília, Distrito Federal BRAZIL
<b>Corresponding Author Secondary Information:</b>	
<b>Corresponding Author's Institution:</b>	Institute of Biology, University of Brasília
<b>Corresponding Author's Secondary Institution:</b>	
<b>First Author:</b>	Fernando Figueiredo Goulart, M.D.
<b>First Author Secondary Information:</b>	
<b>Order of Authors:</b>	Fernando Figueiredo Goulart, M.D. Paulo Salles, PhD Frederico S.C. Takahashi, PhD Ricardo B. Machado, PhD
<b>Order of Authors Secondary Information:</b>	
<b>Abstract:</b>	<p>The maximization of the conservation potential of medium to small forest fragments is keynote for the maintenance of Atlantic Forest species, since populations that inhabit patches of this size are susceptible to local extinction. One of the options to achieve that goal includes the restoration of the landscape matrix by implanting agroforestry systems. We therefore built a model to identify areas in which matrix restoration would have greater effect on the functional connectivity of forest birds. We modeled functional connectivity using the Integral Index of Connectivity of four endemic bird species (<i>Chiroxiphia caudata</i>, <i>Sclerurus scansor</i>, <i>Xiphorhynchus fuscus</i> and <i>Pyriglena leucoptera</i>) in three types of matrices found in landscapes of the Atlantic Forest. We fitted Generalized Additive Mixed Models to analyze the influence of isolation on matrix conversion effectiveness. According to our results, restoration effectiveness was negatively associated to isolation, which means that greater effectiveness was found on landscapes in which patches had larger areas and were closer to each other.</p>
<b>Suggested Reviewers:</b>	<p>Jean Paul Metzger, PhD Professor, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo jbm@ib.usp.br J. P. Metzger has large experience on the effects of landscape patterns on species of the Atlantic Forest, including the selected species used in this study. He is in the editorial board of Landscape Ecology and Biological Conservation, and he has published in well know journals, such as Science. Therefore I think he would be an excellent reviewer</p> <p>Miriam Hansbauer, PhD University of Freiburg Miriam.Hansbauer@wildlife.uni-freiburg.de M. Hansbauer has done many studies in the Atlantic Forest, especially concerned about the movement ecology of some of the species treated in this manuscript. She</p>

has published papers in well known journals in ecology and conservation, such as Landscape Ecology, Biotropica, Biological Conservation and Journal of Tropical Ecology. Therefore I think she would be an excellent reviewer for this manuscript.

Thomas Dietsch, PhD  
University of California  
tdietsch@earthwatch.org

T. Dietsch has much experience on ecology of birds in agroforestry systems having published in well known journals in ecology, such as Ecology, Ecological Applications and Biotropica. Therefore, I think he would be an excellent reviewer.

Joern Fischer, PhD  
The Australian National University  
joern@cres.anu.edu.au

J. Fischer has much experience in issues concerning matrix importance and species response to agroecosystems. He has published in well known journals in ecology, such as Oikos, Biological Conservation, Global Ecology and Biogeography and Frontiers in Ecology and Evolution. Therefore he would be an excellent reviewer for the manuscript.

Influence of landscape isolation on effectiveness of matrix restoration for forest birds in the Atlantic Forest hotspot: Where does matrix most matters?

Fernando F. Goulart (Corresponding author) • Paulo Salles • Frederico S. C. Takahashi  
• Ricardo B. Machado

Institute of Biological Sciences, Campus Darcy Ribeiro, University of Brasília

Brasília, Brazil. 70.910-900

email: [goulart.ff@gmail.com](mailto:goulart.ff@gmail.com)

Telephone 5561-31073030

Date of the manuscript draft: 12/07/2011

Word count: 6,680



## Abstract

The maximization of the conservation potential of medium to small forest fragments is keynote for the maintenance of Atlantic Forest species, since populations that inhabit patches of this size are susceptible to local extinction. One of the options to achieve that goal includes the restoration of the landscape matrix by implanting agroforestry systems. We therefore built a model to identify areas in which matrix restoration would have greater effect on the functional connectivity of forest birds. We modeled functional connectivity using the Integral Index of Connectivity of four endemic bird species (*Chiroxiphia caudata*, *Sclerurus scansor*, *Xiphorhynchus fuscus* and *Pyriglena leucoptera*) in three types of matrices found in landscapes of the Atlantic Forest. We fitted Generalized Additive Mixed Models to analyze the influence of isolation on matrix conversion effectiveness. According to our results, restoration effectiveness was negatively associated to isolation, which means that greater effectiveness was found on landscapes in which patches had larger areas and were closer to each other.

**Key words:** agroforestry systems, bird conservation, dispersion, functional connectivity, spatial explicit models, landscape metrics

## **Introduction**

### ***General introduction***

Habitat destruction and fragmentation is considered the major cause of species loss at global levels (Primack and Rodrigues 2001). The adverse effects of fragmentation on biodiversity are particularly clear in the Atlantic Forest domain, where despite the high degree of fragmentation, biodiversity is still high. Due to this condition, this domain has been considered worlds' priority site for conservation (hotspot) (Myers et al 2000). Recent estimates show, for example, that less than 12% of the wood cover remains untouched in the Atlantic Forest, and that 80% of its fragments are smaller than 50ha (Ribeiro et al 2009). It must be pointed out that forest birds inhabiting of this size magnitude are highly susceptible to local extinction (Stratford and Stouffer 1999; Ferraz et al 2007). Therefore, for the conservation of bird species in the Atlantic Forest, it is essential that the conservation potential of medium and small forest patches be maximized.

According to the Metapopulation Theory (Levins 1969), if populations inhabit a discrete space (habitat patches), local extinction can be balanced by recolonization from nearby patches. Therefore, the long term existence of populations in this patchy landscape depends on the balance between local extinction and (re)colonization. Although local extinction is basically related to the patch area (McArthur and Wilson 1967), and increases in the size of the forest fragments could be seen as a solution, they are generally unfeasible, since they cost money and take long periods of time to be completed (Lamb et al 2005). This is particularly true in the Atlantic Forest, where human population density is elevated and forest restoration efforts would represent the removal of the human communities.

Recolonization, on the other hand, depends on the inter-patch distance, presence and effectiveness of corridors, and matrix permeability. These features compose the landscape connectivity, which is a vital element for biodiversity maintenance in patchy landscapes (Taylor et al 1993). Connectivity can be defined in structural or functional terms, so that structural connectivity is characterized by the physical structure of landscape (patch isolation, presence of corridors and matrix permeability), and functional connectivity is the interaction among these spatial patterns and species biological characteristics (Uezu et al 2005). While the effectiveness of corridors seems to remain a matter of discussion (Noss 1987; Simberloff et al 1992; Beier and Noss 1998), and inter-patch distance can be basically given by the fragmentation history. Landscape matrix, on its turn, is believed to play a major role on the long-term persistence of biodiversity in patchy landscapes (Ricketts 2001; Vandermeer and Carvajal 2001; Fischer and Lindenmayer 2002; Antongiovanni and Metzger 2005; Perfecto and Vandermeer 2008; Brady et al 2009).

Despite the fact that matrix restoration is now widely accepted among conservationists, to the best of our knowledge no study has ever addressed the effect of isolation on the effectiveness of matrix restoration for forest birds, especially in the Atlantic Forest fragmented landscape. We therefore developed a theoretic model to show the influence of inter-patch distance, matrix permeability and bird dispersal ability. We then applied the model to real landscapes in the Atlantic Forest, which is considered hotspots for bird species.

### *Theoretic model*

We developed a diagrammatic model that theoretically relates inter-patch distance, matrix permeability and species dispersal ability, to patch colonization probability. Colonization probability of a given habitat patch is negatively affected by patch isolation and generally, this relationship is a negative logistic function (Koenig et al 1996; Heinz et al 2007; Boscolo 2008). Patch colonization probability as function of isolation are shown in figure 1.A. for the four categories of dispersal abilities, assuming fixed matrix permeability.

##FIGURE 1 APPROXIMATELY HERE##

For 'very poor dispersers', crossing the matrix is never possible, so even if inter-patch distance is short, the probability of connection is zero. 'Poor dispersers' and 'good dispersers', on their turn, are species with moderate dispersal abilities, where distance thresholds are smaller for the former and larger for the second. 'Very good dispersers' are species that, under the inter-patch scale considered here, have infinite dispersal abilities. Therefore it is assumed that individuals of this group can reach any habitat patch in the landscape, even in situations in which matrix permeability is low.

Given a fixed isolation, patch colonization, or  $P(c)$ , can be written as a function of matrix permeability, but given different degrees of isolation, the relationship between  $P(c)$  and matrix permeability should vary. Considering isolation to be fixed at, low, medium and high values, the relationship between  $P(c)$  and Matrix permeability should look like figures 1.B, 1.C, and 1.D, respectively. In figure 1.B the degree of isolation is too small, and even at low permeability values, the propagules have high probability of crossing the matrix. Figure 1.C shows that, given a fixed intermediate degree of isolation, Matrix permeability should have profound effect on  $P(c)$ . The influence of Matrix permeability on  $P(c)$  is smaller for 'good dispersers', if compared to 'poor

dispersers'. Figure 1.D represents a situation in which patch isolation is high, and even at high degrees of matrix permeability, propagules have low effect on  $P(c)$  because the dispersal is unlikely to be successful.

Those relationships, however, are not valid for 'very poor dispersers' and 'very good dispersers', since neither isolation degree nor matrix permeability affect  $P(c)$ , as propagules always, or never, cross the matrix. Therefore, their biological characteristics have greater effect on patch colonization than landscape connectivity.

Given the relationship between distances and matrix permeability, we defined  $\Delta P(c)$  as the increase of patch connection probability caused by changes in the matrix permeability for a fixed isolation:

$$\Delta P(c)_{AB} = P(c)_A - P(c)_B$$

From the conservation point of view,  $\Delta P(c)$  is the effectiveness of matrix restoration for the connectivity of the species in this landscape. Graphically speaking, the relationship between  $\Delta P(c)$  and isolation should look like Figure 2. In this graphic,  $\Delta P(c)$  are maximum at intermediate values of isolation. Besides, for 'poor dispersers'  $\Delta P(c)$  peak is at smaller Isolation values than for 'good dispersers'. Additionally,  $\Delta P(c)$  of 'very poor dispersers' and 'very good dispersers' is zero.

##FIGURE 2 APPROXIMATELY HERE##

Using this theoretical framework, we hypothesize that for species with intermediate dispersal abilities ('good dispersers' and 'poor dispersers'), matrix restoration has stronger influence on patch colonization at intermediate levels of isolation. Matrix restoration of landscapes with lower or higher level of isolation, however, should be less effective in terms of  $P(c)$  enhancement.

## Objective

We built a spatially explicit multispecies model in order to analyze how landscape isolation affects the degree to which matrix restoration contributes to patch colonization. More specifically, we aim at answering the following questions:

- (1) Does landscape isolation affect the effectiveness of matrix restoration to functional connectivity?
- (2) At which degree of isolation, effectiveness of matrix restoration for functional connectivity is highest?
- (3) What isolation metric best explains the restoration effectiveness?

## Methods

### *Target Species*

We selected the following four species of passerines endemic to the Atlantic Forest to apply to our model: *Chiroxiphia caudata*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Pyriglena leucoptera* and *Sclerurus scansor* (Table 1). Except for *C. caudata*, which is a mid-story omnivore, all species are understory insectivores.

##TABLE 1 APPROXIMATELY HERE##

Understory insectivores are particularly affected by fragmentation (Stouffer and Bierregaard 1995) due to their low ability to cross gaps, which make sub-populations prone to local extinction without further recolonization (Sekercioglu et al 2002). In that sense, actions that conserve understory insectivores could foster the conservation of less

sensitive guilds (Castellon and Sieving 2006). In the ecological jargon, understory insectivores can be considered 'umbrella species' (Primack and Rodrigues 2001). Additionally, these are also the most known bird species of the Atlantic Forest, and since basic biological information about other forest birds is unavailable, it would be impossible to apply the model to other species.

### *Dispersion ability*

We reviewed the data on the dispersion abilities of the selected species, and classified them according to the matrix type. Using the available data, we classified matrix permeability into three categories: 'Matrix zero' refers to monocultures of herbaceous management, such as pasture and annual plantations (beans, soybeans, wheat, etc); 'matrix one' are matrices with intermediate permeability to forest bird movement, such as coffee monocultures and savanna; and 'matrix two' are rustic agroforestry systems (definition after: Moguel and Toledo 1999), which involves multi-strata cultivations with dense canopy cover or dense arboreal monoculture plantation (such as coffee). Dispersal thresholds in the different matrices are shown on table 2.

##TABLE 2 APPROXIMATELY HERE###

We assumed that matrix resistance of the polyculture agroforestry to forest bird movement is the same of grassland formations and also arboreal monocultures (e.g. dense coffee monoculture). Therefore, we considered that these habitats have intermediate structure between pasture and forests in terms of wood cover, horizontal and vertical heterogeneity, and predation risk, which are the factors that most affect

movement of forest birds in the matrix (Desrochers and Hannon 1997; Boscolo et al 2008; Robertson and Radford 2009).

We also assumed that highly shaded rustic agroforestry has the same permeability to birds as native forest habitats. In the Atlantic Forest, traditional rustic shade-cocoa systems (locally called *cabruca*) in the South of Bahia State are inhabited by a large number of forest birds, many of them endemic or threatened (Faria et al 2006). This suggests that the resistance of these systems to forest bird movement should be roughly the same as the native forest habitat.

The records on movements were sampled in different regions using different techniques. We are aware that these input data are not very precise and that real dispersion patterns may differ from these data, but unfortunately, constraints in measuring vertebrate dispersion (Koenig et al 1996; Holyoak et al 2008) make it impossible to obtain precise data on dispersal ability of the studied species.

Another assumption of the model is the homogeneity of the matrix, since it assumes that the whole landscape matrix is composed by one type of agricultural management. Although this is clearly unrealistic (because of the heterogeneity between natural and human managements), this assumption will not significantly alter our results regarding the influence of isolation on the effectiveness of matrix restoration for connectivity.

### ***Landscape selection***

We selected regions in which *Sclerurus scansor* were previously recorded. The reason for this is because the other three species occur in the Atlantic Forest domain



with relative high density and detectability (Boscolo and Metzger 2009), while *S. scansor* is a more rare species. We therefore assumed that, if *S. scansor* occurred in the region, the other species would also be present. We restricted our analyses to the Atlantic Forest domain in Minas Gerais State, and gathered as much record of this species as we could using the specialized literature (Neto and Venturin 1998; Mesquit 2004; Ribon et al 2004; Durães and Marini 2005; Brandt 2008; Vasconcelos and Neto 2009; Ferreira et al 2009; Marini 2010), bird watching websites ([www.wikiaves.com](http://www.wikiaves.com)), museums (Zoological collection of University of Brasília) and unpublished records from experienced ornithologists (M. Â. Marini, and R.B. Machado). The analyses was restricted to the State in order to avoid that the model was conducted in a wide geographical area, as it is known that the selected species have different responses to fragmentation along their geographical range (Uezu et al 2005).

The wood-cover map of 2008 was acquired in the S.O.S Mata Atlantic website ([sosmatatlantica.org.br](http://sosmatatlantica.org.br)). Vector map was converted into raster with a resolution of 30x30 meters. Using ArcGis (ESRI, New York) 9.3 version, a grid of 20 x 20 km was created. Wherever *S. scansor* occurred, the grid was selected, as well as all of its eight neighbor grids. This was done under the assumption that, if the species occurred in the region, then there was potential for it to occur in all nine grids. Ninety grids were preliminarily selected (Fig 3). From those, grids that overlapped with huge urban areas were excluded.

##FIGURE 3 APPROXIMATELY HERE##

### ***Landscape metrics and indexes***

We used Patch Analyst, a ArcGis extension, to measure the Mean nearest neighbor (Mnn) distance and Mean proximity index (Mpi) of forest patches in the selected grids. The Mean nearest neighbor distance is the mean linear distance among nearest habitat patches, and it measures isolation in terms of inter-patch distance. Mean Proximity Index (Mpi) uses the nearest neighbor statistics, but it also accounts for area. In that sense, the smaller the patches' areas are, the more isolated the landscape is considered. This index also decreases as the isolation increases; therefore, small values of Mpi indicate isolated landscapes. For further information on these metrics see Elkie et al (1999).

We used Conefor Sensinode software (Saura and Torné 2009) to model the functional connectivity of the species, given their dispersal abilities in different matrices and landscape configurations. Conefor Sensinode is a software that analyses functional connectivity based on the Graph Theory (Urban and Keitt 2001), and it has been extensively used by recent landscape ecology studies (e.g. Awade et al 2012; Carranza et al 2012; Decout et al 2012). Although our conceptual model regards the colonization probabilities, which would suggest using the Connection Probability Index (Pc) (Saura and Pascual-Hortal 2007), due to low precision of the data available we used a simpler binary index: the Integral Indices of Connectivity (IIC). IIC is the most recommended binary connectivity index (Pascual-Hortal and Saura 2006) produced by Conefor Sensinode, and considers both the inter-patch distance and the patch sizes (assuming the patch itself is a space, in which connectivity exists). It varies from zero to one, where zero would be no habitat, and one a situation in which all the landscape area is covered by habitat.

For each grid we simulated three dispersion thresholds (propagules' maximum dispersal distance in a given matrix) that are related to the matrix permeability scenarios, for each of the four species. Then we subtracted the IIC produced after treatments (matrix permeability scenarios), so that for each grid and for each species, three data were used as the explanatory variable:

$\Delta IIC_{0-1}$  : Increase in IIC by converting matrix management from 0 to 1

$\Delta IIC_{1-2}$ : Increase in IIC by converting matrix management from 1 to 2

$\Delta IIC_{0-2}$ : Increase in IIC by converting matrix management from 0 to 2

We compared the efficiency of restoration in terms of functional connectivity increase, defined by  $\Delta IIC$ , for understory birds under matrix restoration scenarios in landscapes with different degrees of isolation in the Atlantic Forest. Therefore, we hypothesized that  $\Delta IIC$  is affected by isolation and reaches its peak at intermediate levels of isolation. We additionally compared models using Mean nearest neighbor and Mean proximity index,

### *Statistical analyses*

We fitted Generalized Additive Mixed Models (GAMM) to the data on  $\Delta IIC$  for each species individually, using isolation and Mnn or isolation Mpi as the explanatory variable, and considering random effects of grids. Using splines smoother, GAMM is recommended for fitting complex non-linear models with nested or correlation data (Zuur et al 2009). In a GAMM, the modeler does not have the equation for the function, and hence the analysis only fits a model smoothed to the data. We ran GAMM using

mgcv and nlme packages in R (R Development Core Team, 2009). Fitted values versus standardized residuals were visually inspected. To compare the explanation power of Mean nearest neighbor and Mean proximity index, AICs (Akaike Information Criterion) of the fitted GAMM were compared among isolation metrics. The AIC is a type of model selection that measures information loss of the fitted model, and has been recommended for modeling selection and hypothesis competition in ecology (Johnson and Omland 2004). The lower the AIC values, the less information has been lost by the fitted model, and the better it explains the data.

## Results

The Mean nearest neighbor was 451.49 m (sd= 417,90; max= 3372,43; min= 150.62) and Mean proximity index was 274.50 (sd= 841.64; max= 6719.56; min= 0.11) for the 71 analyzed grids. Figure 4 shows the total mean  $\Delta$ IIC found for all species on each grid.

##FIGURE 4 APPROXIMATELY HERE##

Fitted models are shown on figure 5 for Mnn and figure 6 for Mpi. Out of the 24 fitted models, only three were not significant in smooth terms, and all of these used Mnn as the explanatory variable (Figure 5.B, 5.C and 5.H).

## FIGURE 5 APPROXIMATELY HERE##

## FIGURE 6 APPROXIMATELY HERE##

Most fitted residuals' graphics showed an increase of spread with larger fitted values. Despite this fact, the variance of standardized residuals around zero seemed homogeneous in most cases.

As a general pattern,  $\Delta IIC$  is negatively influenced by isolation; therefore, at lower levels of isolation (high  $M_{pi}$  and low  $M_{nn}$ ), matrix restoration is more effective in increasing functional connectivity. This pattern was corroborated by all fitted models except for the following: *P. leucoptera*, conversion from 'zero to one', *S. scansor*, conversion from 'zero to one', and *C. caudata*, conversion 'one to two' using  $M_{nn}$  as the explanatory variable, in which smoother terms were not significant. Regarding models that used  $M_{pi}$  as the explanatory variable, two (out of 12) scenarios did not follow a negative  $\Delta IIC$ -isolation relationship: *C. caudata*, conversion from 'one to two' and from 'zero to two'. The  $\Delta AIC$  for the same species on the same conversion scenarios are shown on table 3.

## TABLE 3 APPROXIMATELY HERE##

## Discussion

The theoretical model refers to  $\Delta P(c)$ , which is the increase of the probability of connection of a given patch. On the other hand, in the spatially explicit model we used  $\Delta IIC$ , which is the contribution of matrix restoration functional connectivity at landscape level. Despite the fact that the former is a probabilistic index that measures connectivity at patch level, and the second is a binary index concerning landscape level, the  $\Delta IIC$  pattern can be used to test  $\Delta P(c)$  patterns of several patches at landscape level,

so that it is expectable that the  $\Delta IIC$  followed the same patterns as the sum of  $\Delta P(c)$  of the individual patches.

The  $\Delta IIC$  varied greatly among grids, which means that matrix restoration should have different effectiveness in different areas. Restoration effectiveness was related to isolation metrics in most models, especially the ones in which  $M_{pi}$  was used as the explanatory variable. This corroborates our first hypothesis that  $\Delta IIC$  is a function of isolation, and thus can assist managers and stakeholders define priority regions for matrix restoration. The best predictor of  $\Delta IIC$  was  $M_{pi}$ , since all paired values of AIC for the same conversion scenario and same species were higher for  $M_{pi}$  than for  $M_{nn}$  (all  $\Delta AICs$  were negative). It must be pointed out that  $M_{nn}$  is a measure of inter-patch distance, while  $M_{pi}$  accounts for patch area and inter-patch distance. Because IIC also accounts for patch area, there should be some degree of collinearity between  $M_{pi}$  and  $\Delta IIC$ , although that is greatly reduced by  $\Delta IIC$  values (since two IIC values are subtracted). Nevertheless, this collinearity may have increased the explanation power of  $M_{pi}$  models compared to  $M_{nn}$ . We do not believe that this influence biased our results from the ecological and conservation point of view, however, further mathematical investigation is recommended.

Our second hypothesis, which stated that intermediate isolation levels would account for the highest  $\Delta IIC$  values, was not corroborated by most models, except for one scenario (out of 24), represented by *P. leucoptera*, conversion from zero to one, where medium values of  $M_{pi}$  accounted for highest deltas (Fig 6.B). In general,  $\Delta IIC$  decreased with the level of landscape isolation, except for this last described scenario (Fig 6.B), and for *C. caudata* 'one to two' (Fig 6.H), and 'zero to two' scenarios (Fig 6.L).

Therefore, the overall data suggests that matrix restoration should be more effective in terms of functional connectivity, in situations where the habitat patches are not very isolated from each other. This may be due to the fact that the selected grids are above the isolation range, in which one would expect that intermediate isolation would cause maximum restoration effectiveness, because grids are isolated and the gap crossing under low quality matrix scenarios is not possible even in the lesser isolated grids. Graphically speaking, however, figure 1.B does not occur in the Atlantic Forest of Minas Gerais due to the landscape configuration. Another explanation for the negative effect of isolation on  $\Delta IIC$  is found when we look at figure 2, and increasing the species pool including species with low dispersal abilities,  $\Delta IIC$  peak should be reached at lower levels of isolation. Therefore, if we consider a poorer disperser than 'poor dispersers' (but that are still better disperser than 'very poor disperser'), the relationship between  $\Delta IIC$  and isolation should follow a negative exponential decay function. This pattern was found in most models, suggesting that, given the dispersal abilities and landscape configuration,  $\Delta IIC$  is maximum at low levels of isolation. Nevertheless, establishing a basic principle for predicting effectiveness of matrix restoration based on the isolation degree is difficult, and therefore, a specific analysis for each species, conversion scenarios and e isolation is recommended.

Surprisingly,  $M_{pi}$  responses to conversion from 'one to two' (Fig 6.H), and from 'zero to two' (Fig 6.L) in *C. caudata* scenarios showed an inverse pattern to what was expected according to our second hypothesis. In the aforementioned scenarios, higher levels of  $\Delta IIC$  were found at the lower and upper ends of  $M_{pi}$  continuum, while the lowest peaks were found at intermediate levels of  $M_{pi}$ . This was particularly true for the conversion 'one to two' scenario (Fig.H), in which a 95% confidence interval was closer

to the fitted model. We don't have an explanation for such patterns and further investigation, especially on the mathematical aspects, is encouraged.

An important aspect of our model is the low precision of the input data, since it was very heterogeneous and sampled by different techniques, which even measured different ecological aspects. For instance, we used dispersion, home range and territory movement to estimate dispersal thresholds. Nevertheless, we considered that waiting until field biologists gather precise and accurate data on species dispersal range might take too long, and that we have a current need to know how to handle and make predictions using the data so far made available (Green et al 2005; Butler et al 2007). Furthermore, according to Koenig et al (1996) animal movement studies are always biased, and we did not expect our work to be any different.

Although we do not know the real dispersion abilities of the species here studied, by looking at Table 1 it is possible to roughly identify a pattern among species. Note, for instance, that increasing matrix quality will always lead to an increase in dispersion distance, and that this pattern is more or less repeated among species. This suggests that the input of dispersal ability of the species in different matrices can be considered 'internally validated' (definition after Rykiel 1996), as independent data followed similar patterns, therefore supporting the consistency of our results.

Finally, other aspects of matrix restoration unrelated to the enhancement of functional connectivity should be considered in the process of defining priority areas for matrix restoration. For example, matrix quality can also affect extinction rates through resource supplementation, which is characterized by the use of adjacent matrix by forest species for foraging (Tubelis et al 2007; Goulart et al 2011). Therefore, even if matrix restoration does not foster the conservation of functional connectivity, it can benefit



biodiversity in other ways, and this should also be considered in landscape management.

## Conclusion

Our results show that the effectiveness of matrix restoration varies greatly among regions. In grids where this value was zero, for example, matrix restoration had no effect on  $\Delta IIC$ , and hence did not contribute to the conservation of connectivity, given the species dispersal ability and the landscape configuration. In other grids, however, matrix restoration significantly increased IIC, and therefore greatly contributed to an increase in the functional connectivity.

The  $\Delta IIC$  is influenced by isolation metric, which corroborates our first hypothesis. This result can help stakeholders and managers prioritize regions in which matrix restoration is more efficient.  $M_{pi}$  was a stronger  $\Delta IIC$  predictor than  $M_{nn}$ , which makes  $M_{pi}$  more effective in terms of defining areas where matrix restoration is a priority. The second hypothesis produced after the conceptual model was not corroborated by the actual model, except for one case (conversion scenario from zero to one of *P. leucoptera*, using  $M_{pi}$  as the explanatory variable). In most scenarios  $\Delta IIC$  was greater at lower levels of isolation. Therefore, restoring matrix in landscapes where habitat patches are larger and closer to each other is the best option to conserve functional connectivity for forest birds of the Atlantic Forest. Nevertheless, we found it hard to establish an overall pattern of  $\Delta IIC$  responses to isolation, suggesting that each case should be considered individually.

Another important aspect of the conceptual model that can have practical applications (even though it was not tested here) is the fact that, theoretically, for 'very poor dispersers' and 'very good dispersers',  $\Delta IIC$  should not be affected by isolation. Therefore, if dispersal thresholds are much higher or much lower than the patch's degree of isolation, matrix management should have little or no effect on functional connectivity.

Finally, stakeholders and managers can use the results presented here to make landscape management more efficient in terms of functional connectivity conservation. This is particularly important in Atlantic Forest landscapes, in which the high level of fragmentation suggests that conservation potential of the forest fragments should be urgently maximized. Since increasing the forest patch areas may be unfeasible, managements that aim to increase the landscape connectivity and copes with human production demands, such as agroforestry systems, are recommended.

### **Acknowledgements**

We would like to thank the Brazilian National Council of Scientific and Technological Development (CNPq) and the Coordination for the Improvement of Higher level Personnel (CAPES) for sponsoring a scholarship to FFG and a research fellowship to RBM, and CAPES for a research fellowship (PNPD) to FSCT. We are also grateful to Prof. Miguel Marini (University of Brasília), Prof. Adriano Paglia (Universidade Federal de Minas Gerais), Prof. José Eugênio Côrtes (Universidade Federal de Minas Gerais), Prof. John Vandermeer (University of Michigan), Prof. Ivette Perfecto (University of Michigan), Prof. Eugênio Marcos. A. Goulart (Universidade Federal de Minas Gerais), Washington Luis de Oliveira (Universidade de Brasília), Renata

Françoso (Universidade de Brasília), Bárbara Zimbres (Universidade de Brasília) and Wikiaves. Part of the activities in this project was conducted in the Conservation Planning Laboratory at University of Brasília, which is supported by the Rede ComCerrado University of Brasília/Ministry of Science and Technology.

**Table 1:** Species characteristics.

<b>Species</b>	<b>Family</b>	<b>Main diet (Sick 1997)</b>	<b>Sensitivity to disturbances (Stotz et al 1996)</b>	<b>Territory (T) or home- range (HR) size</b>
<i>Sclerurus scansor</i>	Furnariidae	Insectivore	High	HR: 1- 12 ha  (Hansbauer et al 2008b)
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	Insectivore	high	T: 6 ha (Develey 1997)
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Formicariidae	Insectivore	Medium	T: 2ha (Duca et al 2006),  HR: 5ha (Hansbauer et al 2008).
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	Frugivorous	Low	HR: 1.6 to 15.6 ha (can reach 460ha)  (Hansbauer et al 2008)

**Table 2:** Species dispersal thresholds (meters) in three different matrixes, references and the methodology used by the studies.

<b>Species</b>	<b>Matrix zero</b>	<b>Matrix one</b>	<b>Matrix two</b>
<i>S. scansor</i>	0 (Hansbauer et al 2010) <sup>1</sup>	150 (Marini 2010) <sup>4</sup>	1200 (Marini 2010) <sup>4</sup>
<i>C. caudata</i>	130 (Uezu et al 2005) <sup>2</sup>	650 (Marini, 2010) <sup>4</sup>	2100 (Marini 2010) <sup>4</sup>
<i>X. fuscus</i>	145 (Boscolo et al 2008) <sup>5</sup>	435 (mean between matrix 0 and 1)	700 (Marini 2010) <sup>4</sup>
<i>P. leucoptera</i>	45 (mean value of two studies: Awade <sup>3</sup> , 2009; Uezu <sup>2</sup> et al 2006)	125 (pers obs) <sup>2</sup>	400 (Marini 2010) <sup>4</sup>

<sup>1</sup> radio tracking; <sup>2</sup> spontaneous movement; <sup>3</sup> play-back experiments; <sup>4</sup> capture-recapture,

<sup>5</sup> translocation of radiotracked individuals (homing experiment)

**Table 3:** AIC of the models using Mnn and Mpi, and  $\Delta$  AIC for the different species and different conversion scenarios. Numbers in bold represent the lowest AIC.

Species	Conversion scenario	AICMnn	AICMpi	$\Delta$ AIC
<i>C. caudata</i>	zero to one	-376.71	<b>-442.70</b>	65.99
	one to two	-413.14	<b>-505.05</b>	91.91
	zero to two	-332.23	<b>-427.14</b>	94.91
<i>S. scansor</i>	zero to one	-365.76	<b>-749.55</b>	383.79
	one to two	-380.38	<b>-428.27</b>	47.89
	zero to two	-295.89	<b>-428.46</b>	383.79
<i>P. leucoptera</i>	zero to one	-471.55	<b>-788.42</b>	316.87
	one to two	-366.11	<b>-483.82</b>	117.71
	zero to two	-317.62	<b>-480.19</b>	162.57
<i>X. fuscus</i>	zero to one	-417.76	<b>-477.46</b>	59.70
	one to two	-560.14	<b>-592.86</b>	32.72
	zero to two	-382.58	<b>-438.21</b>	55.63

## Figure captions

**Figure 1:** Diagrammatic theoretical relationships among connection probabilities  $P(c)$ , patch isolation and matrix permeability for four groups of disperser. In 1.A, matrix permeability is fixed and in 1.B, 1.C and 1.D the isolation is fixed at low, intermediate and high levels, respectively.

**Figure 2:** Effects of matrix conversion expressed as the change of probability of connection -  $\Delta P(c)$  or different dispersers and the effects of the degree of patch isolation.

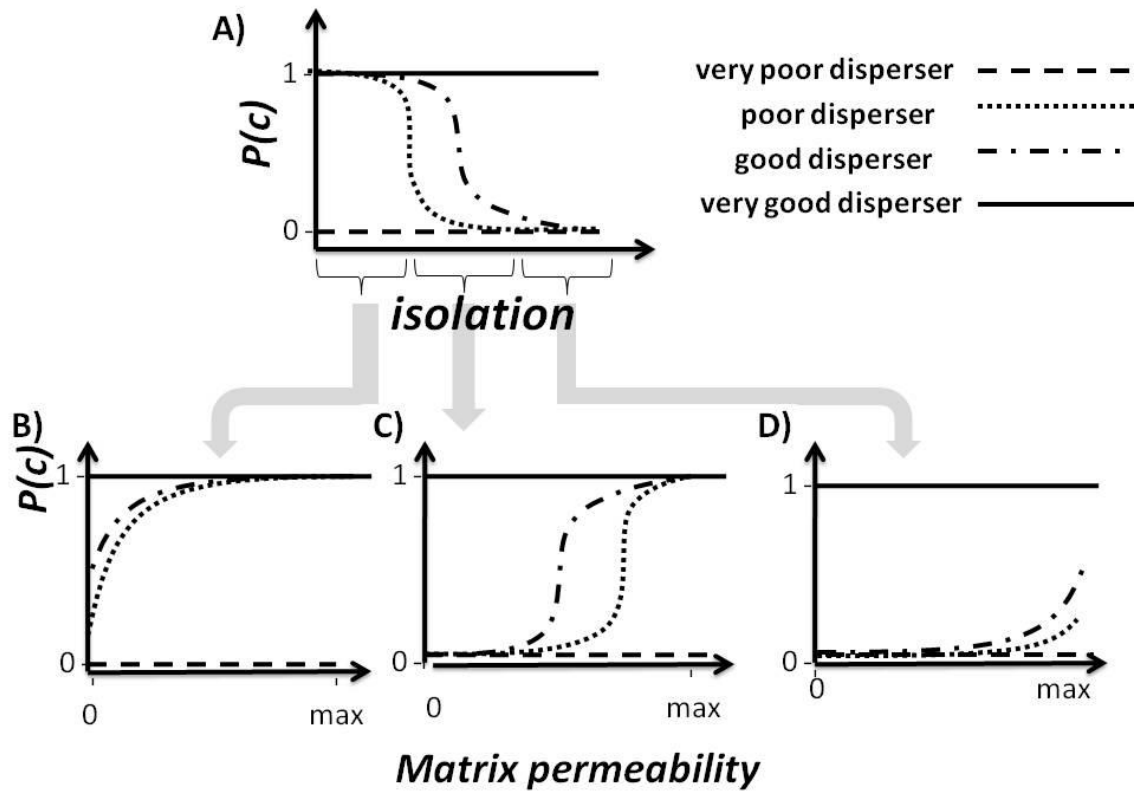
**Figure 3:** Location of Minas Gerais State (black) in South America, and the preliminary grid selection. Atlantic Forest fragments of Minas Gerais State are represented in light grey.

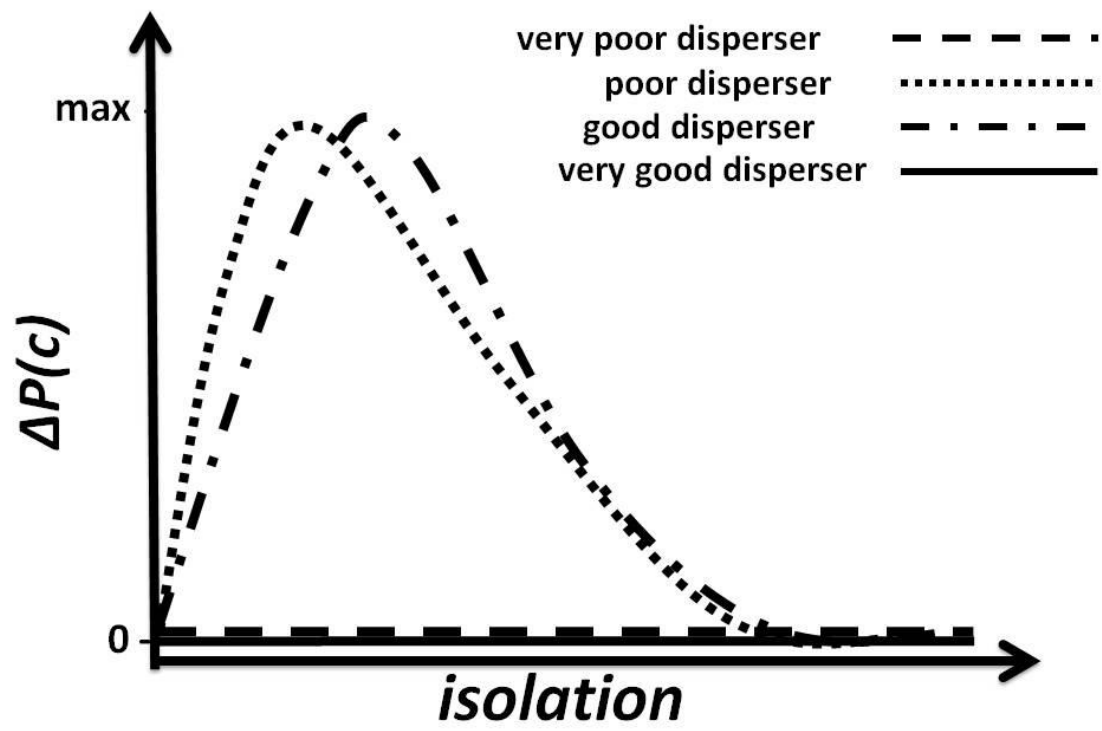
**Figure 4:** Mean total  $\Delta IIC$  (effectiveness of matrix restoration to connectivity) for each grid, considering all conversion scenarios and all species. Atlantic Forest fragments are represented in light grey.

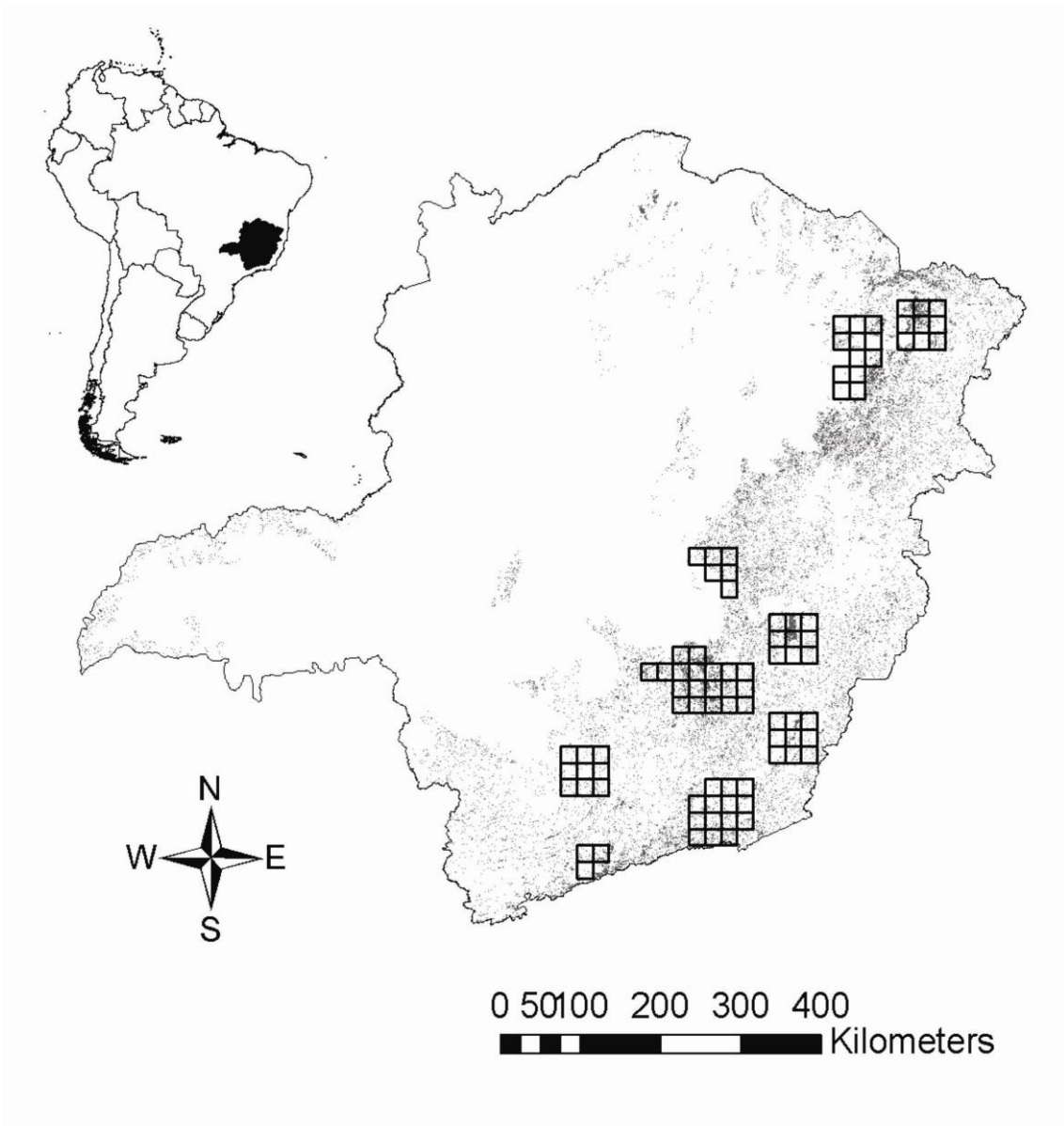
**Figure 5:** Fitted GAMM for the  $\Delta IIC$  (effectiveness of matrix restoration to connectivity) of the four bird species in the three matrix conversion scenarios using Mnn (Mean nearest neighbor) as the explanatory variable. 'Matrix zero' refers to pasture or herbaceous annual cultures, 'Matrix one' is characterized by polyculture or a monoculture with significant vertical heterogeneity (e.g. coffee) and 'Matrix two' is rustic agroforestry similar to forest habitat. Y-axis shows  $\Delta IIC$  fitted values (variation around mean  $\Delta IIC$ ). All smoother terms were significant except for scenarios with 'n.s'.

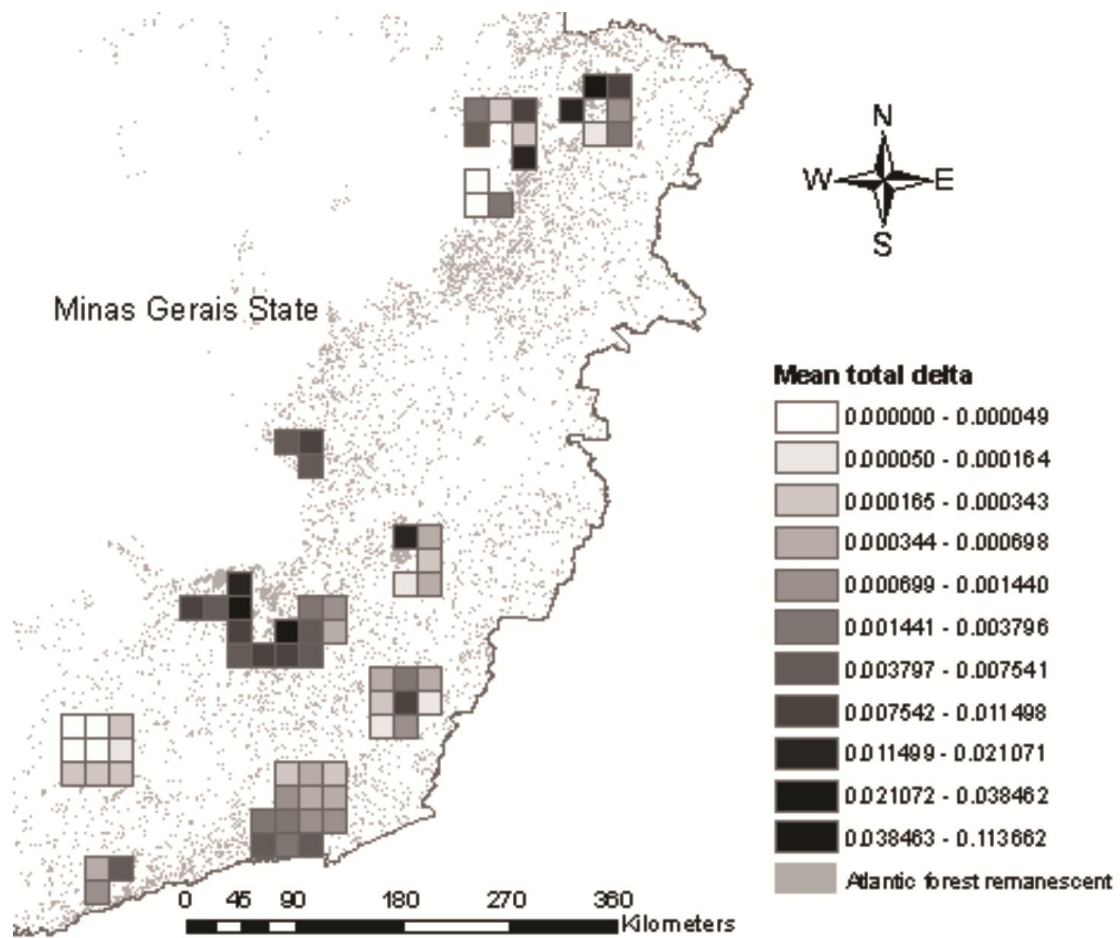
**Figure 6:** Fitted GAMM for the  $\Delta IIC$  (effectiveness of matrix restoration to connectivity) of the four bird species in the three matrix conversion scenarios using  $Mpi$  (Mean proximity index) as the explanatory variable. 'Matrix zero' refers to pasture or herbaceous annual cultures, 'Matrix one' is characterized by polyculture or a monoculture with significant vertical heterogeneity (e.g. coffee) and 'Matrix two' is rustic agroforestry similar to forest habitat. Y-axis shows  $\Delta IIC$  fitted values where zero is the mean. All smoothers terms were significant.

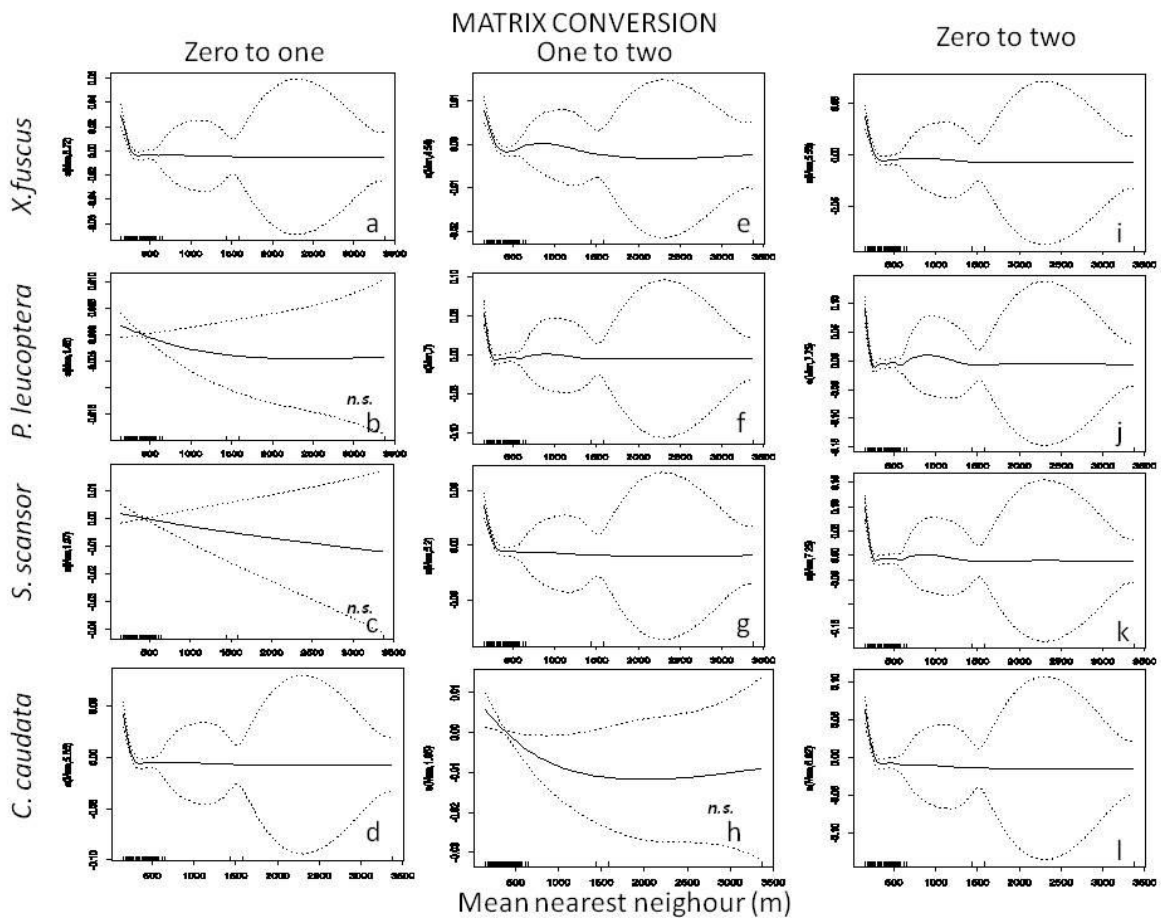




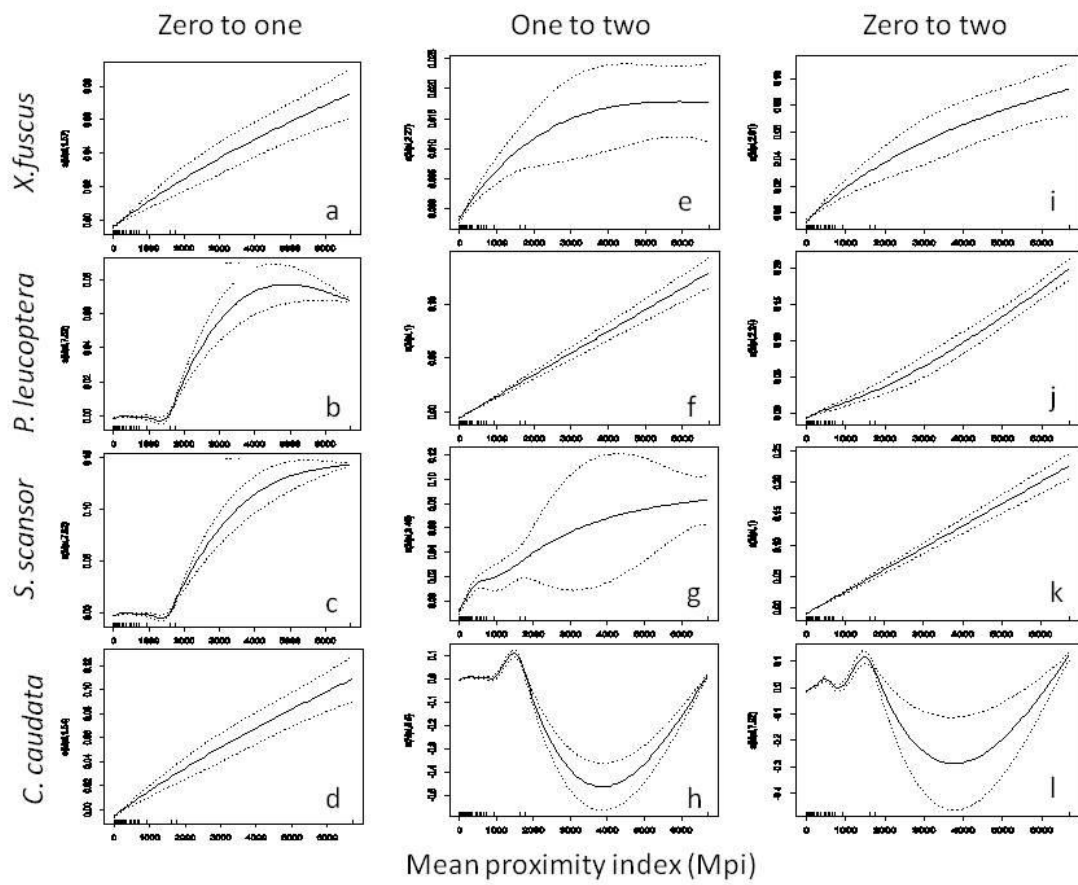








## MATRIX CONVERSION



## References

- Antongiovanni M, Metzger JP (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conserv* 122(3): 441–451.
- Awade, M. (2009). Padrões de movimentação de uma espécie de aves em paisagens fragmentadas e seus efeitos para a conectividade funcional: uma abordagem hierárquica (Mestrado). São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Awade M, Boscolo D, Metzger JP (2012) Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landscape ecol*, 1–14.
- Beier P, Noss RF (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biol.* 12(6): 1241–1252.
- Butler SJ, Vickery JA, Norris K (2007). Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315(5810): 381.
- Boscolo, D. (2007). Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. (Dissertation) São Paulo: University of São Paulo.
- Boscolo D, Candia-Gallardo C, Awade M, et al (2008) Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 40(3): 273–276.
- Boscolo D, Metzger JP (2009) Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape ecol* 24(7): 907–918.

- Brady MJ, McAlpine CA, Miller CJ, et al (2009) Habitat attributes of landscape mosaics along a gradient of matrix development intensity: matrix management matters. *Landscape ecol* 24(7): 879–891.
- Brandt, 2008 Relatório de Impacto Ambiental do Empreendimento Anglo Ferrus Mineração Minas-Rio.
- Carranza ML, D'Alessandro E, Saura S, et al (2012) Connectivity providers for semi-aquatic vertebrates: the case of the endangered otter in Italy. *Landscape ecol* 1–10.
- Castellon T D, Sieving KE (2006) An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation biol* 20(1): 135–145.
- Decout S, Manel S, Miaud C, et al (2012) Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape ecol* 1–13.
- Desrochers A, Hannon SJ (1997) Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation biol* 11(5): 1204–1210.
- Develey. (1997). Ecologia de bandos mistos de aves de Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia-Itatins. São Paulo, Brasil (Thesis). São Paulo: University of São Paulo.
- Duca C, Guerra TJ, Marini MÂ (2006) Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic F Atlantic F Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista brasileira de zool* 23: 692-698.



- Durães R, Marini MÂ (2005) A quantitative assessment of bird diets in the Brazilian Atlantic forest, with recommendations for future diet studies. *Ornitologia neotrop*, 16(1), 65–83.
- Elkie P, Rempel RS, Carr AP (1999) *Patch Analyst User's Manual: A tool for quantifying landscape structure*. Thunder Bay, Ontario
- Faria D, Laps RR, Baumgarten J, Cetra M (2006) Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conserv* 5(2): 587–612.
- Ferraz G, Nichols JD, Hines JE, et al (2007) A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science*, 315(5809): 238.
- Ferreira JD, Costa LM, Rodrigues M (2009) Birds of a forest remnant in the Iron Quadrangle of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 9(3), 39–54.
- Fischer J, Lindenmayer DB (2002) The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodiversity conserv* 11(5): 807–832.
- Goulart FF, Vandermeer J, Perfecto I, et al. (2011) Frugivory by five bird species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agroforestry syst*, 1–8.
- Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JP, et al (2005) Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709): 550-555.

- Hansbauer MM, Storch I, Pimentel RG, et al (2008). Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecol* 24(03), 291–299.
- Heinz SK, Wissel C, Conradt L, et al (2007) Integrating individual movement behaviour into dispersal functions. *J theoretical biol* 245(4): 601–609.
- Holyoak M, Casagrandi R, Nathan R, et al (2008) Trends and missing parts in the study of movement ecology. *Proceedings of the National Academy of Sci* 105(49): 19060.
- Johnson JB, Omland KS (2004) Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evol* 19(2): 101–108.
- Koenig WD, Van Vuren D, Hooge PN (1996) Detectability, philopatry, and the distribution of dispersal distances in vertebrates. *Trends in Ecology & Evol* 11(12): 514–517
- Lamb D, Erskine PD, Parrotta JA (2005) Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754): 1628.
- Levins R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA*, 15(3): 237–240.
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton
- Marini ÂM (2010). Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Studies Neotropical Fauna and Environ* 45(1): 1–10.

- Mesquita E (2004) Percepções e usos da fauna silvestre pelas comunidades humanas do entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural do Caraça, Catas Altas/Santa Bárbara. Catholic University of Minas Gerais. Belo Horizonte
- Moguel P, Toledo VM (1999) Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biol* 13(1): 11–21
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853–858.
- Neto SD, Venturin N (1998) Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no Campus da UFLA. *Revista Brasileira de Biol* 58: 463–472.
- Noss RF (1987). Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biol* 1(2): 159–164.
- Pascual-Hortal L, Saura S (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape ecol* 21(7): 959–967.
- Perfecto I, Vandermeer J (2008) Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sci.* 1134(1): 173–200.
- Primack RB, Rodrigues E (2001) *Biologia da conservação*. Efrain Rodrigues, Londrina
- R Development Core Team (2011) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conserv* 142(6): 1141–1153.

- Robertson OJ, Radford JQ (2009) Gap-crossing decisions of forest birds in a fragmented landscape. *Austral ecol* 34(4), 435–446.
- Ribon R, Lamas IR, Gomes HB (2004) Avifauna da Zona da Mata de Minas Gerais: municípios de Goianá e Rio Novo, com alguns registros para Coronel Pacheco e Juiz de Fora. *Árvore*, 28(2): 291–305.
- Ricketts TH (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am Naturalist*, 158(1): 87–99.
- Rykiel EJ (1996) Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological model* 90(3): 229–244.
- Saura S, Pascual-Hortal L (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Plann* 83(2-3): 91–103.
- Saura S, Torné J (2009) Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Soft* 24(1): 135–139.
- Sekercioglu ÇH, Ehrlich PR, Daily GC, et al (2002) Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sci* 99(1): 263.
- Sick H (1997) *Ornitologia brasileira* Ornitologia brasileira Ornitologia brasileira. Nova Fronteira. Rio de Janeiro
- Simberloff D, Farr JA, Cox J, Mehlman DW (1992) Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation biol* 6(4): 493–504.

- Stotz DF (1996) Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press.
- Stouffer PC, Bierregaard RO (1995) Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecol* 76(8): 2429–2445.
- Stratford JA, Stouffer PC (1999) Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conserv biol* 13(6), 1416–1423.
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, et al(1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571–573.
- Tubelis DP, Lindenmayer DB, Cowling A (2007) Bird populations in native forest patches in south-eastern Australia: the roles of patch width, matrix type (age) and matrix use. *Landscape ecol* 22(7): 1045–1058.
- Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. E. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. cons.* 123(4), 507–519.
- Urban D, Keitt T (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecol* 82(5): 1205–1218.
- Vandermeer J, Carvajal R (2001). Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American nat* 158(3): 211.
- Vasconcelos MF, Neto D (2009) First assessment of the avifauna of Araucaria forests and other habitats from extreme southern Minas Gerais, Serra da Mantiqueira, Brazil, with notes on biogeography and conservation. *Papéis Avulsos de Zool* 49(3): 49–71.

Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, et al (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer. Verlag.

Figure 1  
[Click here to download high resolution image](#)

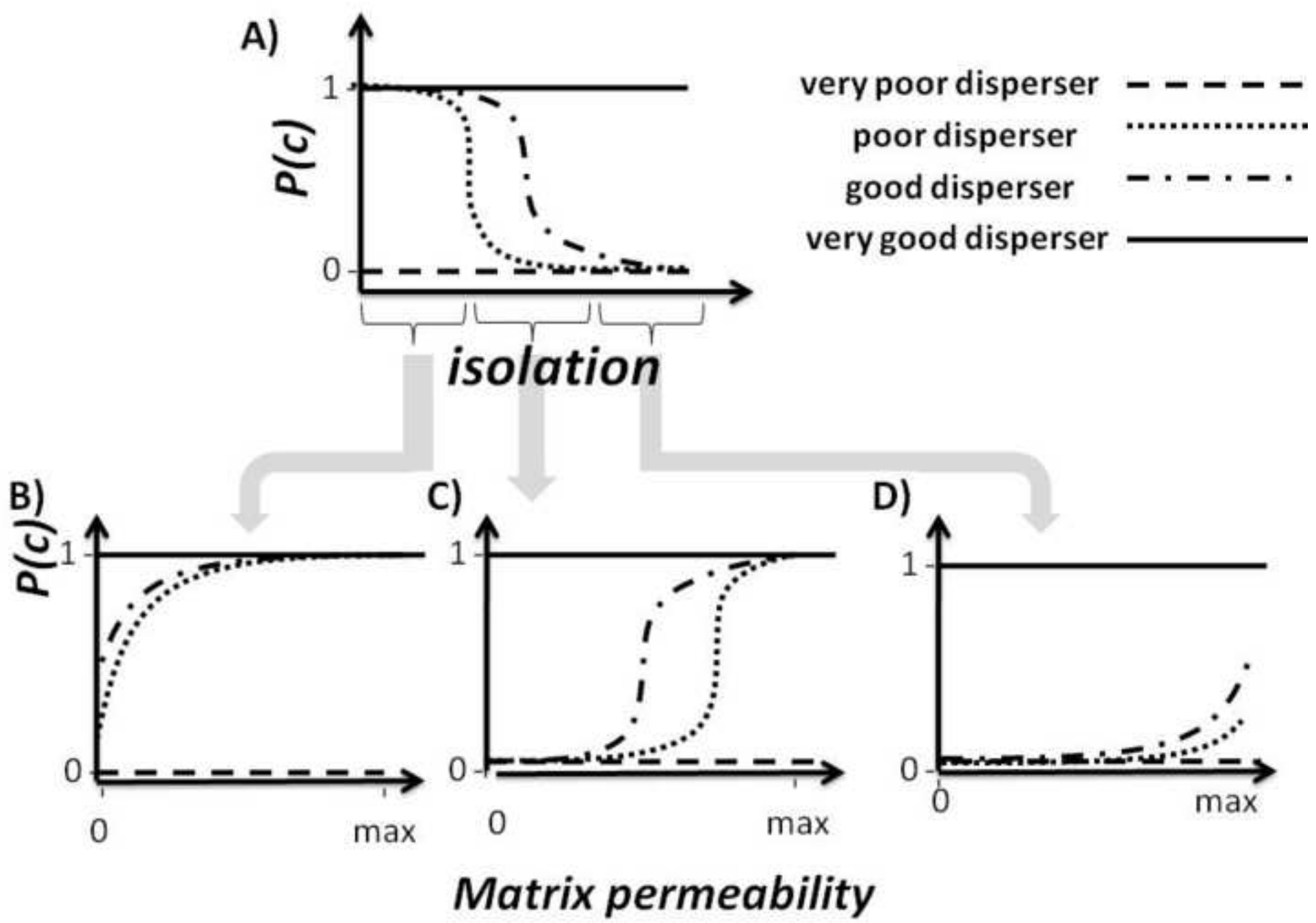


Figure 2  
[Click here to download high resolution image](#)

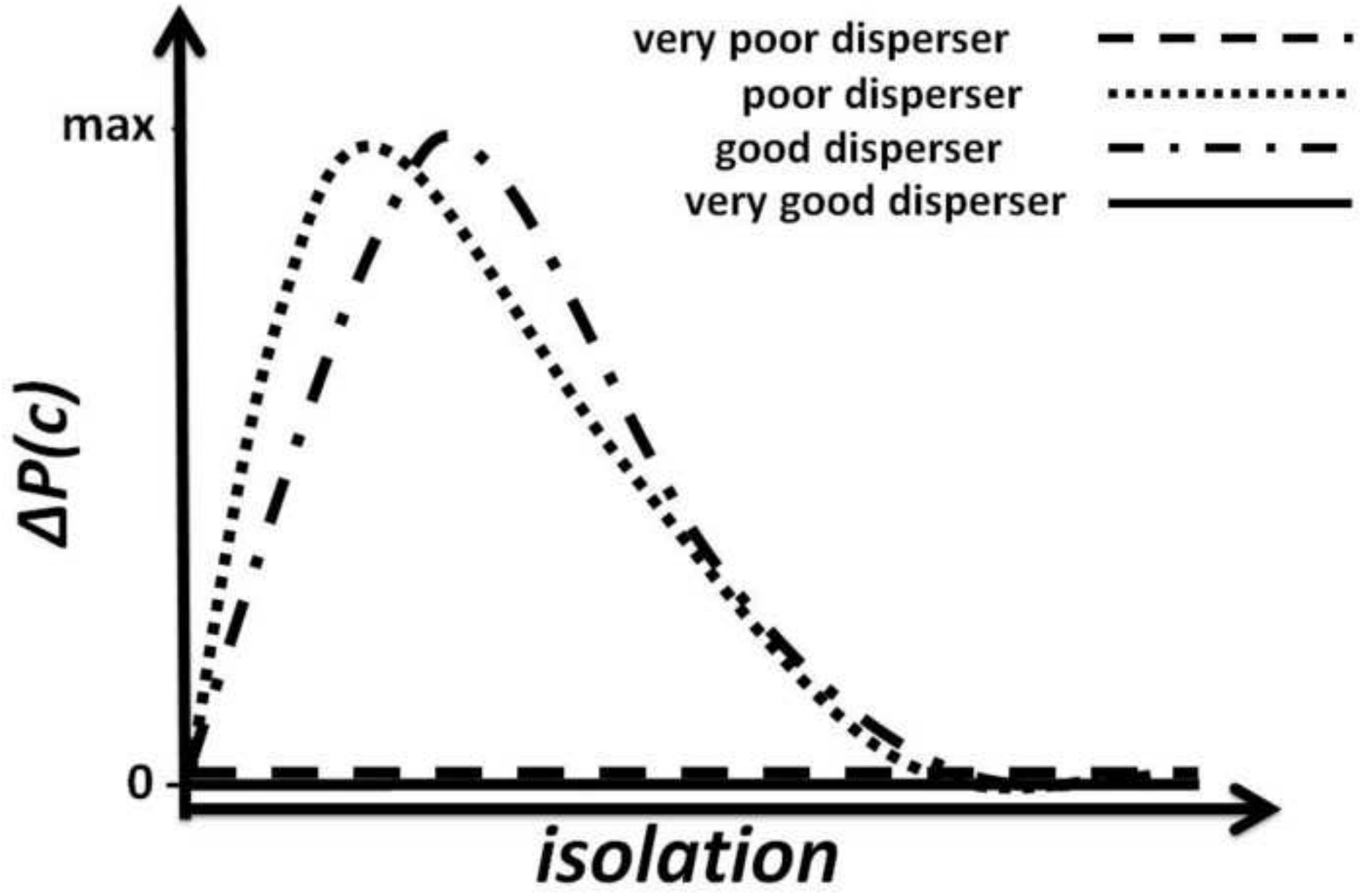




Figure 3  
[Click here to download high resolution image](#)

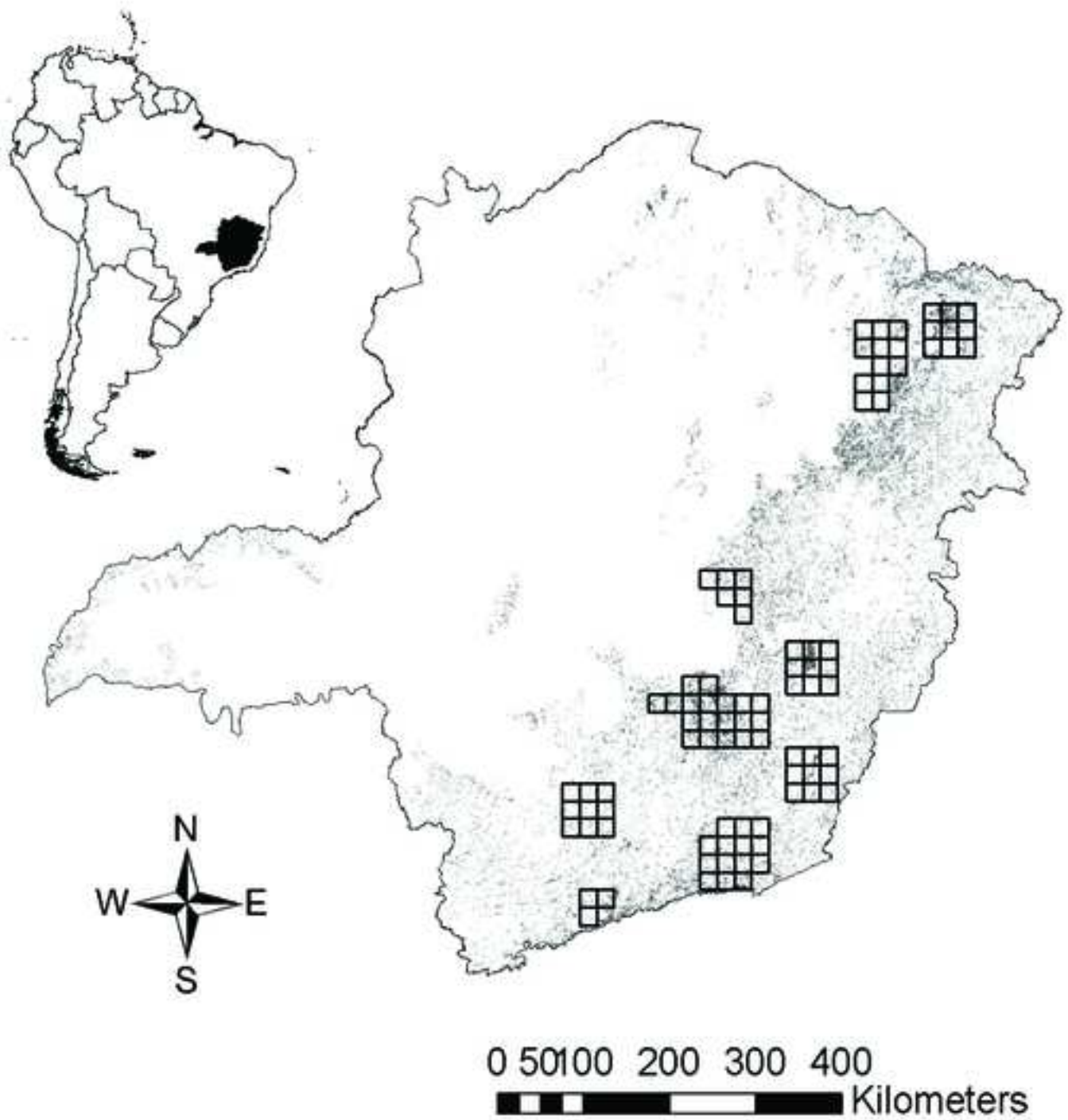


Figure 4

[Click here to download high resolution image](#)

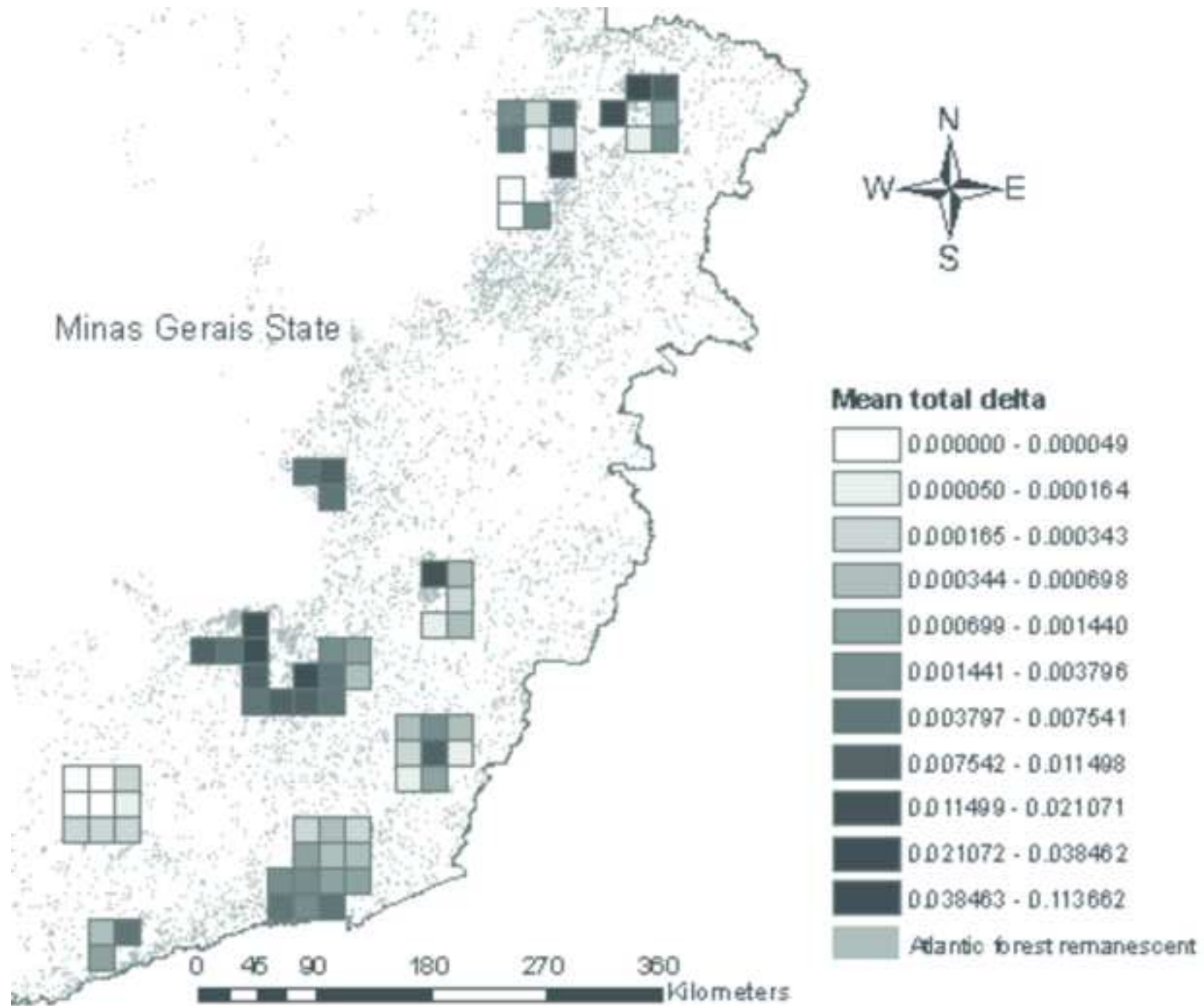


Figure 5  
[Click here to download high resolution image](#)

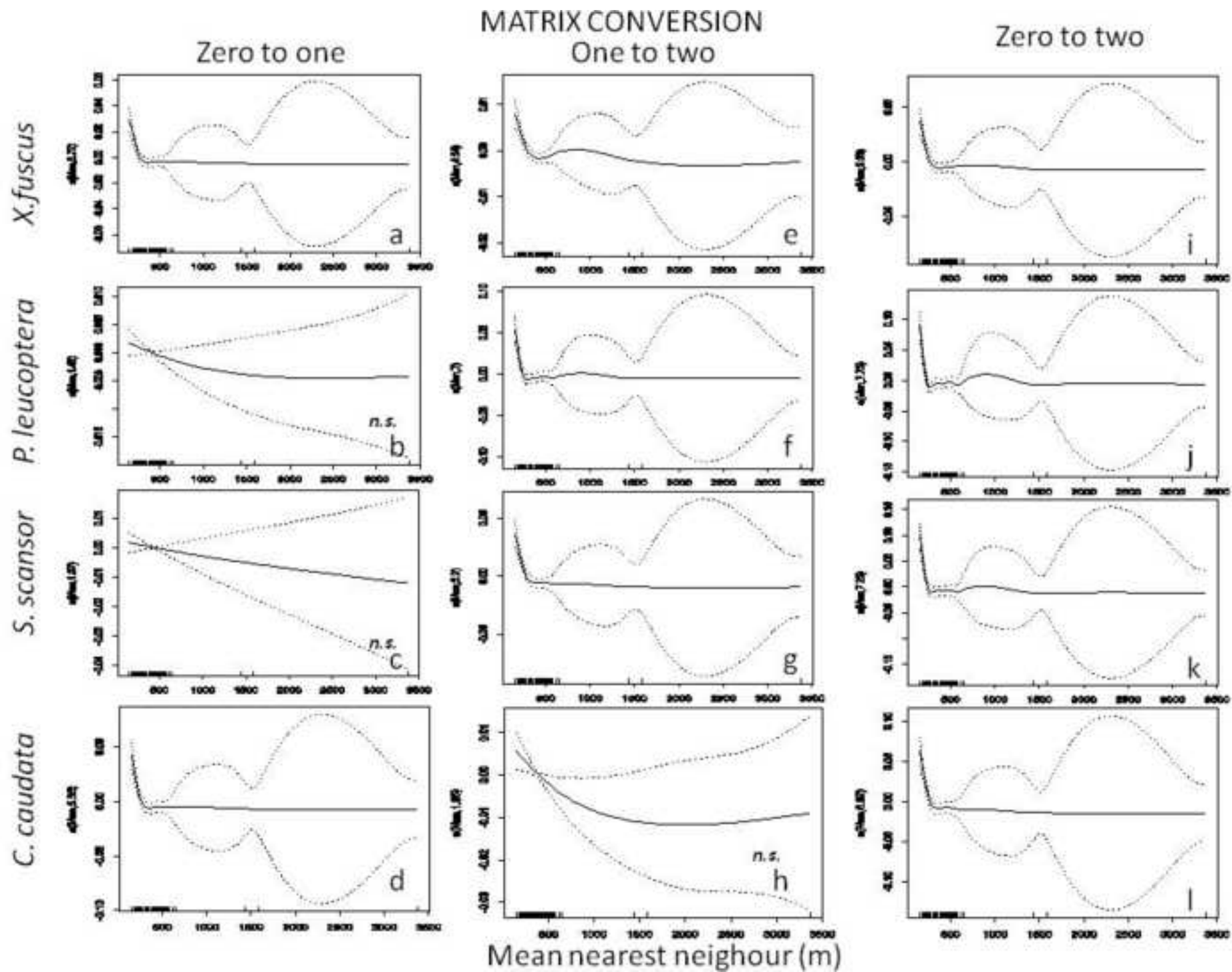
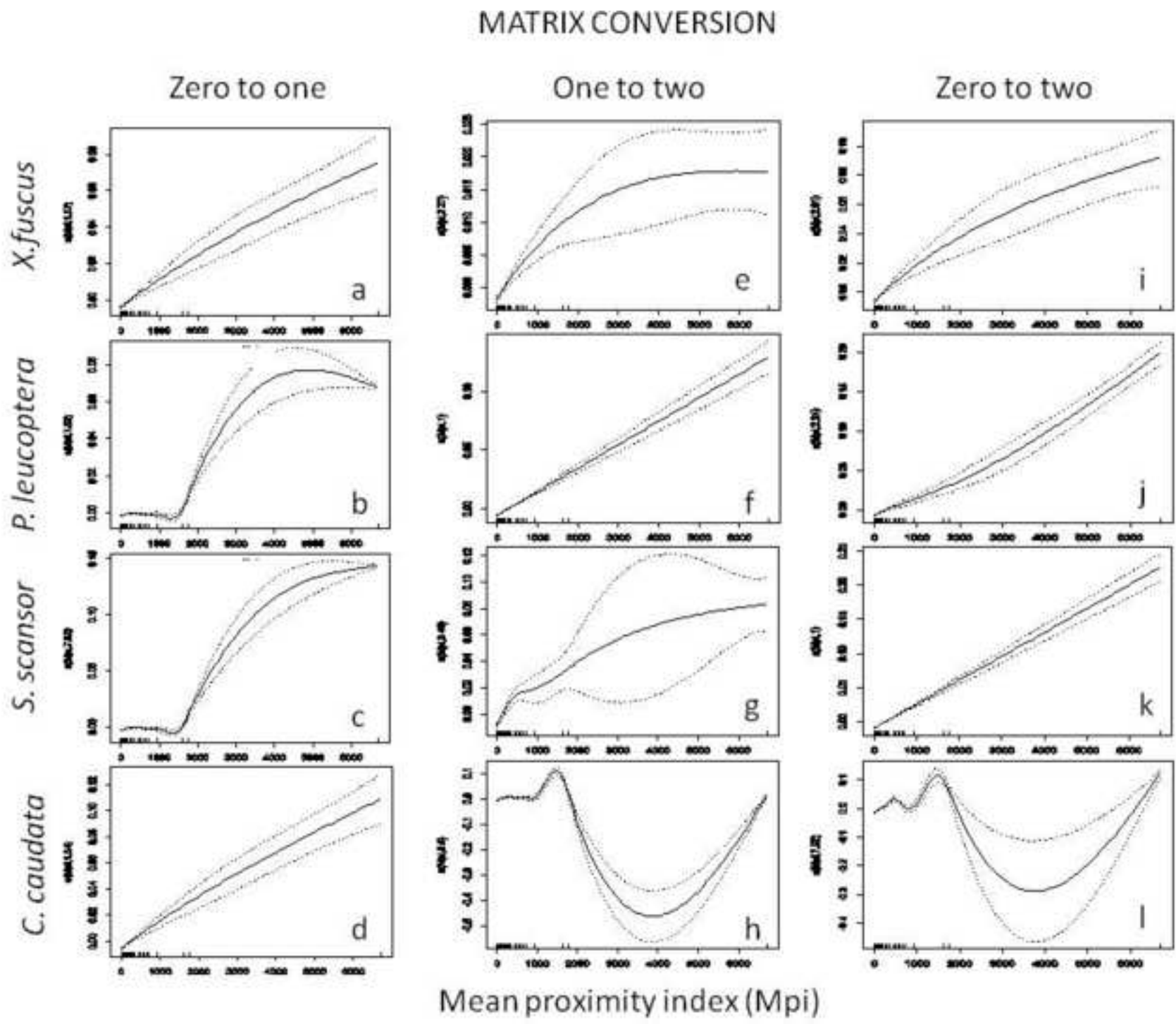


Figure 6  
[Click here to download high resolution image](#)



**Table 1:** Species characteristics.

<b>Species</b>	<b>Family</b>	<b>Main diet (Sick 1997)</b>	<b>Sensitivity to disturbances (Stotz et al 1996)</b>	<b>Territory (T) or home- range (HR) size</b>
<i>Sclerurus scansor</i>	Furnariidae	Insectivore	High	HR: 1- 12 ha  (Hansbauer et al 2008b)
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	Insectivore	high	T: 6 ha (Develey 1997)
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Formicariidae	Insectivore	Medium	T: 2ha (Duca et al 2006),  HR: 5ha (Hansbauer et al 2008).
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	Frugivorous	Low	HR: 1.6 to 15.6 ha (can reach 460ha)  (Hansbauer et al 2008)

**Table 2:** Species dispersal thresholds (meters) in three different matrixes, references and the methodology used by the studies.

<b>Species</b>	<b>Matrix zero</b>	<b>Matrix one</b>	<b>Matrix two</b>
<i>S. scansor</i>	0 (Hansbauer et al 2010) <sup>1</sup>	150 (Marini 2010) <sup>4</sup>	1200 (Marini 2010) <sup>4</sup>
<i>C. caudata</i>	130 (Uezu et al 2005) <sup>2</sup>	650 (Marini, 2010) <sup>4</sup>	2100 (Marini 2010) <sup>4</sup>
<i>X. fuscus</i>	145 (Boscolo et al 2008) <sup>5</sup>	435 (mean between matrix 0 and 1)	700 (Marini 2010) <sup>4</sup>
<i>P. leucoptera</i>	45 (mean value of two studies: Awade <sup>3</sup> 2009; Uezu <sup>2</sup> et al 2006)	125 (pers obs) <sup>2</sup>	400 (Marini 2010) <sup>4</sup>

<sup>1</sup> radio tracking; <sup>2</sup> spontaneous movement; <sup>3</sup> play-back experiments; <sup>4</sup> capture-recapture,

<sup>5</sup> translocation of radiotracked individuals (homing experiment)



**Table 3:** AIC of the models using Mnn and Mpi, and  $\Delta$  AIC for the different species and different conversion scenarios. Numbers in bold represent the lowest AIC.

<b>Species</b>	<b>Conversion scenario</b>	<b>AICMnn</b>	<b>AICMpi</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>
<i>C. caudata</i>	zero to one	-376.71	<b>-442.70</b>	65.99
	one to two	-413.14	<b>-505.05</b>	91.91
	zero to two	-332.23	<b>-427.14</b>	94.91
<i>S. scansor</i>	zero to one	-365.76	<b>-749.55</b>	383.79
	one to two	-380.38	<b>-428.27</b>	47.89
	zero to two	-295.89	<b>-428.46</b>	383.79
<i>P. leucoptera</i>	zero to one	-471.55	<b>-788.42</b>	316.87
	one to two	-366.11	<b>-483.82</b>	117.71
	zero to two	-317.62	<b>-480.19</b>	162.57
<i>X. fuscus</i>	zero to one	-417.76	<b>-477.46</b>	59.70
	one to two	-560.14	<b>-592.86</b>	32.72
	zero to two	-382.58	<b>-438.21</b>	55.63

7.3. APENDICE III: Manuscrito *How may agricultural matrix intensification affect understory birds in an Atlantic Forest landscape? A qualitative model on stochasticity and immigration* re-submetido para ao periódico *Ecological Informatics* após revisões sugeridas pelos revisores



Manuscript Number: ECOINF-D-11-00110R1

Title: How may agricultural matrix intensification affect understory birds in an Atlantic Forest landscape? A qualitative model on stochasticity and immigration

Article Type: Research Paper

Keywords: agroforestry; conservation; local extinction; metapopulation; qualitative reasoning; rescue effect.

Corresponding Author: Mr. Fernando Figueiredo Goulart, M.D.

Corresponding Author's Institution: Universidade de Brasília

First Author: Fernando Figueiredo Goulart, M.D.

Order of Authors: Fernando Figueiredo Goulart, M.D.; Paulo Salles, P.H.D; Ricardo B Machado, P.H.D.

Abstract: Understanding how different approaches of matrix management affect organisms that inhabit natural patches is crucial for biological conservation. Considering that most of the tropical area is composed of agricultural land and that most of this land is either intensified or on the way to be, a relevant question is: how may agricultural intensification of the landscape matrix affect the population dynamics of understory birds? This paper describes a qualitative model based on the Qualitative Process Theory and implemented in Garp3 to provide answers to this question. We built a model using four species of endemic passerine birds in order to evaluate the case in an Atlantic Forest area, a biodiversity hotspot. The model describes a landscape composed of an extinction-resistant source patch and one target forest patch where stochastic events occur. If permeability of the matrix exceeds a given species-specific threshold, propagules coming from the source reach the target patch. Agriculture intensification affects the matrix spatial structure and reduces permeability to forest birds, thus reducing the rescue effects. Additionally, we assume that some species may use the matrix as a supplementary habitat for feeding and that matrix management may affect the resource base for those species. Simulation results suggest that, if agriculture intensification continues to threaten the Atlantic Forest biome, populations of sensitive species (*X. fuscus* and *S. scansor*) that exist in the small forest patches (which is true for most forest remnants) will be highly susceptible to local extinctions and without further re-colonization.

Brasília, Distrito Federal, Brazil, 16 December, 2011

Dear members of the Editorial Board of Ecological Informatics,

I hereby submit the manuscript named "How may agricultural matrix intensification affect understory birds in an Atlantic Forest landscape? A qualitative model on stochasticity and immigration" for the appreciation of the editorial board of Ecological Informatics. The manuscript is an original work using qualitative reasoning to predict how understory birds, endemic of the Atlantic Forest, will respond to the intensification of the agricultural matrix in which the patches they inhabit are embedded.

The work explores certain aspects not previously mentioned in the literature concerning qualitative reasoning, such as random extinction, agroforestry, agricultural intensification, rescue effect, matrix quality, bird ecology and conservation, and landscape ecology. It also explores the predictive capability of qualitative models which can support learning by graduate and undergraduate students.

The model explicitly spatializes some of the ecological patterns in terms of landscape structure and configuration (habitat patch size and inter-patch distance), which makes it applicable to real landscapes. It also uses random endogenous variables associated to population dynamics making it particularly interesting from the theoretical ecology point of view, because it assumes that population numbers fluctuate chaotically, which is the case in many (if not most) real populations. This also makes the model very applicable to real populations, and enables stakeholders and conservationists to make decisions grounded on causality without the need of precise numerical data. Finally, it concerns tropical ecosystems, which harbors more species, and have less quantity and quality of datum data available when compared to temperate biomes.

I thank you very much in advance and will be looking forward to hearing from you.

With kind regards,

Fernando Goulart  
Corresponding author

---

Laboratory for Biodiversity Conservation Planning

Department of Zoology,

University of Brasília, Brazil,

70.910-900, Tel.:

email: [goulart.ff@gmail.com](mailto:goulart.ff@gmail.com)

Brasília, Distrito Federal, Brazil, 1 May, 2012

Dear members of the Editorial Board of Ecological Informatics,

I hereby resubmit the manuscript ECOINF-D-11-00110 named "How may agricultural matrix intensification affect understory birds in an Atlantic Forest landscape? A qualitative model on stochasticity and immigration" for the appreciation of the editorial board of Ecological Informatics. I thank the reviewers for the important revisions. As suggested, the manuscript was re-written and major revisions were made. Basically, we give a more informatics centered approach, but we also reinforce the ecological theory in which the models assumptions are based. Because of this, we excluded one species of the model (*Conopophaga lineata*), as the general trend concerning the influence intensification on this species is similar to others (such as *P. leucoptera*). The importance of this species lied more in the ornithological rather than the ecoinformatics sense.

The major revisions suggested by the reviewers were incorporated and the changes regarding the specific revisions are listed below. Minor revisions regarding typos and grammar errors were fully incorporated.

I thank you very much in advance and will be looking forward to hearing from you.

With kind regards,

Fernando Goulart  
Corresponding author

---

Laboratory for Biodiversity Conservation Planning

Department of Zoology,

University of Brasília, Brazil,

70.910-900, Tel.: 5561-331073030

email: [goulart.ff@gmail.com](mailto:goulart.ff@gmail.com)

## Reviewer #1

---

### Revisions requested

There's a need to explain the "stochastic effects" entity.

This paper does a bit of the first (presenting a detailed, reasoned argument for the validity of the model, the selected assumptions, and the results of the simulation), but not enough to support the policy suggestion at the end.

1. Start the paper by telling the reader what you're going to show them. That is, this is a paper about modeling the effects of agricultural intensification on the Atlantic Forest biome.
2. Continue with the introduction of the ecological problem, moving your hypothesis up so that the reader isn't left thinking that the paper lacks direction until the very end of the introduction.
3. Explain how one might normally model or reason about this problem in ecology and what the weaknesses of these approaches are. See the paragraph in Section 6 starting with "According to Levin." You could probably lift it and adjust it a little to meet this purpose.
5. Assert that you're now going to model the problem introduced in the introduction using the QR framework in Garp3. What does that mean? What decisions do you have to make? Identify these (e.g., describing the scenario, selecting entities, assigning quantity spaces) as a way to outline the structure of what's currently the methods section. A great place for these one or two paragraphs would be in that conspicuous gap between 2. Methods and 2.1. Landscape description.
6. Begin making these decisions in a way that relates them to the ecological literature. The paper includes some of this, but not in a predictable, well

---

### Changes on the manuscript

We included the phrase: "*Stochastic events* quantity is the magnitude of demographic and environmental variations, in other words, everything that affect sub-population dynamics Target forest patch, excluding immigration (that is birth, death and emigration rates)." in the 3.4. Stochastic events occur on Target forest patch.

We have re-written the 4. Discussion section in order to make it more conservative in terms of conservation management and policies. Additionally, in the conclusion we included the phrase: "Despite of this, the results of the model should be analyzed with caution and empirical validation is recommended before decision making and policies are done based on the model."

We have included a short 1.1. General introduction section in which the objective and the hypothesis of the manuscript is presented

The "According to Levins..." paragraph has been moved up to the beginning of the 1.2. Qualitative Reasoning section.

We included a section named 3.1 Model basic description in the beginning of the 3. Methods section. The Model description was moved up in order to focus on the model technical structures, grounded on ecological assumptions. We changed the name for Basic model description to separate it from the 3.2. Agricultural intensification of the Farmed matrix, 3.3. Metapopulation dynamics and supplementation on the matrix and 3.4. Stochastic events occur on Target forest patch, which are a more detailed (meta-level) description of the model.

A more organized and better explained description of the model and the main theory in which it is grounded in the sections 1.3. Agriculture intensification

---

---

organized fashion. For instance, Section 2.1 (ah, the first one, there appear to be 2 of these) starts by talking about metapopulation dynamics with no real lead-in. Why? Some decisions are made but I don't know how they affect the model. As a result, this text looks random to me as it probably will to others unfamiliar with this particular scenario.

Section 2.2 is extremely dense, and describes modeling decisions that were made much earlier in the text, mixing entity selection with details about how the influences on them. See, imagine the first sentence in "2.1 Species characteristics" is followed by "Each of these species appears as an entity in the model." Then when you summarize the entities, the reader will already know what you were getting at. Also, you'll need to operationally distinguish entities from agents.

7. Discuss the scenarios and the resulting simulations. Section 3 only has one subsection, which is broken. I would start with a paragraph at the beginning that says that given the model you'll identify an important set of scenarios, which provide starting states for simulations. I'd then explain the simulations, starting with a brief description of how to read the value histories in the figures and possibly a discussion of where the landmarks came from. Otherwise, the x-axis will be a mystery to the reader.

8. The discussion is fine, but it needs to connect more with the figures. "P. leucoptera was also little affected by matrix intensification..." which figure shows this?

9. I would then talk about related work in a separate section.

11. The conclusion needs to tie all this together. I left unconvinced that there was any additive value in modeling the scenario. That's a bug in the paper. Were any of the results counterintuitive? Should one make policy decisions based on qualitative models?

affects Farmed matrix, 1.4. Metapopulation dynamics and the supplementation on the matrix and 1.5. Stochastic event occur on Target forest patch.

The Section 2.2 in the old version was the Model description. We have divided part in sections 1.3. Agriculture intensification affects Farmed matrix, 1.4. Metapopulation dynamics and the supplementation on the matrix and 1.5. Stochastic event occur on Target forest patch.

A new 4. Scenario section is presented in which the initial scenarios are described in detail. We also have included: "Following, we identify an important set of initial scenarios which are the starting states for the simulations." In the section 5. Results we explain the history values highlighting some the paths produced after the simulation.

Because the discussion has been re-written, this part has been removed. Despite of this, we took care to recall the figures in the Discussion section, such as " the model indicates that agricultural intensification can induce cycles of extinctions and recolonization in populations of *C.caudata* (Figure 11)", "... subpopulation stabilize at Maximum, Small, Zero and present extinction/colonization cycles (Figure 13a. and 14b)", "... The extinction (N subpopulation equal to Zero) occurred after eight states for *X. fuscus* (Fig 13.a) six states for *S. scansor* (Fig 14a)."

The section 4.1. Related work was separated from the 4.2. Potential of qualitative reasoning

We are aware that some of the models results are counterintuitive. Despite of this, there are some aspects that could not be understood without the model. We included a paragraph on the delayed extinction of *X. fuscus* and *S. scansor*: "Despite of this, there are slight differences in the response of *X. fuscus* and *S.*

---

---

*scansor* that worth noting for its ecological importance. The extinction ( $N$  *subpopulation* stabilizing at Zero) occurred after eight states for *X. fuscus* (Fig 13.a) six states for *S. scansor* (Fig 14a). This indicates that there should be a time-lag in the extinction of both species, and that this lag should be smaller for *S. scansor* compared to *X. fuscus*. Delayed declines in population responses to habitat destruction was first indicated by models (Tilman et al., 1994), and have been validated by empirical studies (Kuussaari et al., 2009; Metzger et al., 2009; Vellend et al., 2006). We have also used other qualitative models to discuss time-lags in the ecological response to agriculture intensification of the matrix (Goulart et al., 2010). The results of the present model indicate that populations of these species may suffer future local extinction with no further recolonization, so that many populations haven't paid the *ecological debt*. *Ecological debt* is defined as the number or proportion of the population predicted to become extinct after a given habitat change. The fact that the *ecological debt* has not been paid, means that population has not reached an equilibrium and that is responding to past landscape structure. This has serious consequences to the conservation of these species, since the presence of these in small fragments may be temporary, and that conservation managements that aim at conserving them should take this under consideration. Despite of it, the exact time of this delay is unknown and empirical studies should be conducted to assess this issue.

Hence, the results of the model indicate that the presence of *X. fuscus* and *S. scansor* on small fragments of Atlantic forest embedded in an intensive managed matrix, as reported by Neto (1998), may be highly susceptible to local extinction in the next years. *X. fuscus* is sometimes found in small forest fragments embedded in intensive managed matrix (e.g. Piratelli et al. [2008], recorded this species in 4ha fragments in an intensive managed matrix) and these populations may also suffer local extinction in a near future "

Another non counterintuitive results were highlighted:

"Despite of it, some non counterintuitive patterns appeared, such as that in *C. caudata* and *P. leucoptera* stabilized at higher  $N$  *subpopulation* levels (Maximum) than in the non intensive scenario (Medium). It worth noting that other pathways are possible in the intensive scenario (extinction/recolonization), while in the non intensive scenario there is only one possible path. It seems that agriculture intensification leads to destabilization of the population. This could involve declines, such as in the extinction/recolonization cycles, or decrease, such

---

---

as in the paths that stabilized at Maximum."

Concerning the potential use of the results to decision making and policy, we have included the phrase: ".. Despite of this, the results of the model should be analyzed with care and empirical validation is recommended before decision making and policies are done based on the model."

"entities" is a technical term not defined anywhere.  
agents" isn't defined anywhere.

A paragraph explaining some of the QR terms were included: " According to Bredeweg and colleagues (Bredeweg et al. 2009), qualitative models have four basic ingredients that define their physical system structure: (1) Entities, which are physical objects or abstract concepts that constitute the system; (2) Agents, entities that influence but are not influenced by the systems (3) Assumptions, defined as labels that are used to indicate that certain conditions are presumably true (4) Configurations, defined as relationships between instances of entities or agents."

"its low sensitivity to disturbs" -- disturbs what?

We included a phrase defining disturbs: "This variable affects species differently, given their sensitivity to disturbances. We used the classification of sensitivity to disturbances of human interference (e.g. habitat loss), following Stotz and co-workers (1996)." in the section 3.4. *Stochastic events occur on Target patch*  
We changed the phrase for: "In the case of Neotropics, this is even more serious than in the rest of the world, as basic movement ecology is absent and contradictory (Marini, 2010)."

"animal dispersal, data \*are\* even more imprecise" -- than what?

---

## Reviewer #2

---

### Revisions requested

This paper is very difficult to follow, mainly as it only has a very brief description of the goal of the paper, the model itself and the results of the model (or even the hypotheses being tested). As such it is very difficult for a reader to make any judgement on the validity of the model or the results.

### Changes on the manuscript

The whole manuscript has been re-written. We included new sections to better describe the ecological problem and the model structure. The goal of the work and the hypothesis tested were highlighted through all the text. Additionally, we included some ecological information that enhanced clarity for the model, as well as to enable the reader to make judgments on its validity.

---

---

In general the description of the model needs to have much greater detail, in particular a better meta-description of the model and how its components fit together. Additionally, there needs to be a better description of the domain concepts modelled and how the model addresses classical domain theories.

For example the description of the model does not describe what "sub-population variation rate" is or what they mean by "Stochastic event" and whether the quantity space for stochastic event relates to the magnitude or the frequency of events.

The results section mentions 11 simulations but is very brief in describing both the scenarios used and the behaviour paths. Little or no details are given for the scenario settings, particularly for stochastic event, or how this relates to agricultural intensification. This section requires much greater detail, but should be approached from a meta-analysis view of all the simulations. Fewer figures should be used from the behaviour graphs and more details of the scenarios and hypotheses being tested should be given. In fact this section actually contains mostly model design information rather than results of the simulation.

Sections 4, 5 and 6 should be merged and a clear evaluation of the model and its results given. Section 5 particularly seems to contain information and considerations that relate to justifications for modelling that could be better in the introduction to the paper, setting the scene for what the authors are doing.

We included a greater detail of the model structure and simulations. Concerning the structure, sections 3.1 Model basic description, 3.2. Agricultural intensification affects Farmed matrix, 3.3. Metapopulation dynamics and supplementation on the matrix, 3.3. Stochastic events occur on Target forest patch were included. These sections give a more detailed and organized description of the model entities/agents, variables associated, configurations, model main assumptions. The 4. Scenario section describes the initial scenarios of the simulations.

We included a phrase: "*N Sub population*, which is the number of individuals of the species in the Target forest patch, and *Subpopulation variation rate*, defined as the direction of variation of the former variable (Plus, Minus and Zero)." that explain this variable. Concerning *Stochastic events*, we included: "*Stochastic events* quantity is the magnitude of demographic and environmental variations, in other words, everything that affect sub-population dynamics Target forest patch, excluding immigration (that is birth, death and emigration rates)."

The section 4. Scenario was included in which the first scenarios described. Figures of the first scenarios were also presented. In the section 5. Results were divided in subsections regarding each species with the detailed description of the simulations. Two behaviour paths are shown and we have excluded most of the value history diagrams.

Concerning the hypothesis of the work, we have included a phrase in the 4. Scenario section: "We hypothesis that *N subpopulation* associated to each species would stabilize at lower levels in the intensive agriculture scenarios, compared to the scenarios in which non intensive practices are maintained. Additionally, we predict that the effect of intensification should be grater on the more sensitive species with poorer dispersal abilities."

The paragraph "According to Levins (1966), the problem of building models for complex ecological systems is that there are too many parameters to be measured, equations are insoluble analytically and require powerful computers, and even if there is a mathematical solution, it would be expressed in form of quotients with low biological meaning (Levins 1966). As one possible solution, Levins suggests that models may sacrifice precision over realism and generality. This approach is more concerned with qualitative patterns in the long run rather than with quantitative results. Because simplification is one of the way qualitative models handle low resolution data (Tullos and Neumann 2006), uncertainty may be successfully addressed using this method (Nuttall et al. 2009). Because addressing how agricultural intensification of the matrix affects forest

---



---

species requires data on species dispersion, home-range and sensibility to fragmentation, and these informations are available at low resolution, it would not be possible to use traditional numeral models." were moved to the 1.2. Qualitative reasoning section.

Currently the discussion seems to have a couple of threads, it would be sensible for the author to pick one and make this the focus of the paper.

We have excluded the paragraph "Concerning Landscape Ecology discipline, Metzger (2008) points out the need to avoid excessive quantification without real hypothesis or theoretical base. Furthermore, the use of remote sensing and GIS technique do not, by itself, constitute a landscape perspective (Metzger 2008). Wu and Hobbs (2002) considers that conceptual and theoretical development; causes, processes and consequences of land-use change; nonlinear dynamics and landscape complexity; interdisciplinarity and transdisciplinarity; methodological development; integrating humans and their activities into landscape ecology and landscape sustainability are key issues to Landscape Ecology development. In turn, Ecological Modeling discipline is concerned with "process-based models embedded in theory with explicit causative agents as opposed to strictly statistical or correlative descriptions" (extract from Instruction for Authors of Ecological Modelling Journal). As we see it, Qualitative Reasoning models fulfill several of the gaps of both disciplines, because it formally express causality, and reasons using low resolution data very compatible to the actual data about landscape patterns and processes. Furthermore, the present work successfully addresses the topics pointed out by Wu and Hobbs (2002).".

This would give a more focused discussion on bird conservation and ecoinformatics and less focused on the evaluation of QR for Landscape ecology and Ecological Modelling disciplines.

For example if the paper is mostly focussed on an evaluation of QR for ecological modelling then the whole introduction, methods and results should reflect this. Ultimately, because the model is so briefly described it is difficult for the reader to make a judgement on the validity of the model, the ecological knowledge it captures or the validity of QR as a modelling approach in ecology.

We have included subsections in the Method and in the Results to enhance clarity. We have also included subsections in the introduction (1.2 to 1.5) in order to enhance a better understanding of the model.

From a QR modelling perspective the complexity of the model caused by having so many differentiated QS could be addressed to improve the clarity of the model. Furthermore, in the simulations many of the quantities appear to be in their maximum point value but are still increasing, even to the casual reader this will appear to be qualitatively impossible and may lead to readers questioning the validity of the results and the modelling approach.

We divided the model description in 1.1. Model basic description, 1.2. Qualitative reasoning, 1.3. Intensification of the agriculture matrix, 1.4. Endemic understory birds of Atlantic Forest: threatened guild of a threatened Biome, 1.5. Stochastic variations and immigration.

---

---

1. Use correct scientific writing style throughout.

We have corrected this. For example phrases like "A model was build..." were changed by "We built a model...".

2. The last sentence of the abstract doesn't seem to fit.

We have removed this sentence.

3. You need to define early on in your paper the locations you are considering - especially as you discuss changes in the last 30 years, this will be specific to a location.

We have removed this sentence for the sake of clarity.

4. You need to define what you mean by "stochastic events" - this has huge bearing on the model you develop and your simulations. Especially important as the title of the paper says the model is of stochasticity and immigration.

We have included a section called 1.5. Stochastic variations and immigration in the introduction to clarify the ecological processes to which we are referring. Concerning the model structure, we included a section called Stochastic events occur on Target forest patch to describe the way stochasticity affect species. The definition of Stochastic events quantity is also highlighted: "*Stochastic events* quantity is the magnitude of demographic and environmental variations, in other words, everything that affect sub-population dynamics Target forest patch, excluding immigration (that is birth, death and emigration rates)."

5. You could probably reduce your description of QR and just reference some existing papers with descriptions of the modelling language.

We have excluded the phrases: "In qualitative models, these value areas are included in a so- called quantity space (Salles and Bredeweg 2006). Quantity spaces are composed by points interspaced by intervals, so that points are specific values and interval is quantitative space between points. Points are defined values, such as means, zero and thresholds, and intervals are an uncertain range of values above and below points (Bredeweg et al. 2009).".

Despite of it, we had to include a paragraph explaining some of the RQ terms: According to Bredeweg and colleagues (Bredeweg et al. 2009), qualitative models have four basic ingredients that define their physical system structure: (1) Entities, which are physical objects or abstract concepts that constitute the system; (2) Agents, entities that influence but are not influenced by the systems (3) Assumptions, defined as labels that are used to indicate that certain conditions are presumably true (4) Configurations, defined as relationships between instances of entities or agents." as suggested by the Reviser #1.

6. Define the term "Source-target" - or do you mean that you are using the terms "source" and "target" rather than "mainland" and "island".

We included a phrase explaining this: " The mainland-island model is generally referred to the description of landscapes resembling islands in an ocean of inhospitable habitat, and have been criticized by not considering the diversity of matrix types and their differential effect on species (Jules et al. 2003; Kupfer et al. 2006; Goulart et al., 2009).

7. For a qualitative model your give quite precise quantitative information concerning patch size but it is not clear why or whether this is actually relevant to your model.

Some of the models' assumptions depend on the spatial configuration of the landscape to be true. We have better described this by saying: "Target forest patch is small (from 10 to 20 ha) and Source spp. is large (<100ha), because patch size is long known is a predictor of population size and extinction risk (MacArthur & Wilson, 1967), population is the Source spp. is assumed to be extinction resistant and Target forest patch is prone extinction (because of the small size)..Both forest patches are embedded in an agroenvironment, the Farmed matrix; and inter-patch distance is between 300m to 800m. Given the overall species dispersal

---

---

8. It is not at all clear how your scenarios are formed or how the 5 species are modelled together.	<p>abilities and sensibility to fragmentation, these landscape characteristics render a metapopulation dynamics for most species, because patches are more or less bounded by migration and suffer independent extinction risk".</p> <p>The results section was divided in subsections regarding each species. The model structure was also better described, for example by saying: "<i>Sclerurus scansor</i>, <i>Pyriglena leucoptera</i>, <i>Chiroxiphia caudata</i> and <i>Xiphorhynchus fuscus</i> inhabits the Target forest patch, and are associated with <i>N Sub population</i>, which is the number of individuals of the species in the Target forest patch, and <i>Subpopulation variation rate</i>"</p> <p>In the scenario, we explain this by saying: "We ran simulations of four scenarios in which each species and forest patches were included and other four scenarios each species and forest patches were also included, but intensification was excluded. These last was considered the "control" treatment and the difference between intensive and non-intensive scenarios, for each species, was considered to be the effect of agricultural intensification. Following, we identify an important set of initial scenarios which are the starting states for the simulations."</p>
9. The model description needs a better meta-level description of its structure and approach.	<p>Also, the inclusion of the first scenarios diagrams in Fig. 6 and Fig. 8 helps the reader to better understand how species appeared in the simulations</p> <p>New subsections were included to enhance clarity. Subsection 3.1 to 3.4 gives a more detailed and organized description of the model, including configurations (Table 1), entities and associated variables (Table 2), variables descriptions (Table 3). Regarding the scenario section, we included scenarios figures (Fig 4 and 6), more causal models (Figs. 5 and 7), behaviour graphs (Figs. 9 and 12).</p>
10. Define your quantities with more detail - especially sub-population variation rate	<p>Tables 3, which defines the variables where moved from the online supporting material to the 3.1. Basic model description. Additionally, we have defined some quantities such as <i>Sub-population variation rate</i>, by saying: " defined as the direction of variation of the former variable (Plus, Minus and Zero)."</p>
11. Your QS are all very complicated with numerous qualitative states; it is not clear how each of the point values link to specific thresholds in the system behaviour.	<p>We included causal models (Figures 5 and 7), initial scenarios (Figures 4, 6 and 7) and behavioural paths diagrams (Figures 9 and 12). Additionally, we removed most of the history values diagrams.</p>
12. It is not at all clear how stochastic events are modelled or simulated. This needs to be explained clearly since by their very nature stochastic events have a random element to them. How is this random nature handled in the qualitative simulations?	<p>In the section 3.4. Stochastic events occur on Target forest patch, we included the phrase: " The model assumes that <i>Stochastic events</i> agent affect the Target forest patch via <i>Stochastic events</i> quantity, to which we attributed an exogenous random behavior in the scenarios". In the end of the 4. Scenario section, we also included: "We attributed an exogenous behavior to <i>Stochastic events</i> quantity which is assigned with an exclamation mark" in reference of Figure 6.</p>
13. The results section needs better structure and clearer detail.	<p>We divided the Results section in subsections: 5.1. Overall simulations, 5.2. <i>Chiroxiphia caudata</i>, 5.3. <i>Pyriglena leucoptera</i>, 5.4. <i>Xiphorhynchus fuscus</i>, 5.5. <i>Sclerurus scansor</i>. In each subsection we describe both</p>

---

---

14. Tables 1 and 2 need better explanations and also to show how this is implemented in the model.

intensive and non-intensive simulations for each species selecting some scenarios, causal model, behavioural paths and value histories.

Concerning table 1, in section 1.3, we included a phrase (assigned in bold letters): "Figure 1 shows a model fragment that represents this relationship. The other species are considered to have intermediate response (*Structural permeability* threshold equal to Medium value). **Model fragment similar to this one was used for other species, and with different thresholds.** Table 4 shows the species-specific thresholds beyond which the effect of *Propagules quantities* on *Subpopulation variation rate* is active."

Concerning table 2, we have included a similar phrase (changes are in bold): "Figure 3 shows a model fragment representing that, if *Stochastic events* is equal or greater than Medium, this variable negatively affects *Sub population variation rate* associated with *Xiphorhynchus fuscus*. Table 2 shows the threshold beyond which Propagules quantity affect *Sub population variation rate*. **Model fragments like the one in figure 3 were used to express such relationships.**"

15. Table 3 seems to indicate that different scenarios are run for the different species. How is there 11 simulations mentioned in the text? Also which quantities are being considered here?

We change table legend change for:" Table 6: Summary of the general trends of how *N subpopulational* of species responds to intensive and non-intensive management of the Farmed matrix."

16. Figure 1: this shows feedback from some of the target quantities to agricultural intensification rate, what is the justification for this? For example how does the increased use of pesticide due to agricultural intensification rate act to reduce the intensification rate?

We removed some of the feed-backs that relates agriculture intensive rate with matrix variable, leaving only the *Heterogeneity among farmplots*. An explanation for this was included in the manuscript: "There is a feed-back in the relationship between agricultural intensification rate and *Heterogeneity among farm plots*. The explanation for this lies on the fact that, for instance, the more *Agricultural intensification rate* reduces *Heterogeneity among farm plots*, the less *Heterogeneity* is left to be reduced. Therefore, if *Heterogeneity* is Zero, *Agricultural intensification rate* is also Zero simply because the agrienvironment is homogeneous. Among other indicators of agriculture intensification, such as wood cover, pesticide use, degree heterogeneity is probably the best indicator, as it is the main characteristic of intensive systems. For example, high wood cover is found in intensive nonspecific tree plantations (in Brazil: *Pinnus*, *Eucaliptus* etc..) and intensive managed pastures are not sprayed with pesticide, still these systems have low heterogeneity as the majority of intensive systems."

17. Figure 1: needs to indicate how this relates to the species and to the source/target habitat patches.

This was a big problem in the first version of the manuscript, since we did not explain what the relationships between agriculture intensification and stochasticity are. We included subsections in the introduction explain this better (1.3. and 1.5.). Additionally, we included the following paragraph in the discussion section: "Although there is no direct relationship between Agriculture intensification of the matrix and Stochastic events that occur in the Target forest patch, Agriculture intensification can reduce matrix permeability rendering recolonization that would happen after local extinction in non intensive scenarios. Therefore, agriculture intensification can act indirectly, reducing rescue effect and making population more susceptible to

---

---

local extinction events. On the other hand, agricultural intensification can have direct effects on the supplementation behavior of *C. caudata* and *P. leucoptera*."

18. Figure 3a: The figure has stochastic event as max and increasing in many states, this should be qualitatively impossible.

19. Figure 3b: same as for 3a

20. Figure 3d: same as for 3a

21. Many of the figures have similar issues to 3a.

In the new version, there is only one figure (Fig. 13b) in which this occurs, because we have removed many of the history value diagrams. Nevertheless, this problem happened in many simulations. This is due to the effect of radon exogenous variables in the scenario that vary chaotically. We have tried to avoid this by running the simulations with "Apply quantity space constraint on extreme values ", but the pattern of extinction recolonization, which is very important for the manuscript, did not appear. Another important behaviour that is lost by using this assumption is the behaviour in which *Stochastic events* are kept at its maximum values. This is an important behaviour from the ecological point of view, as climate change can lead to consecutive disturbances, such as in the dry season there are drought and consequently fires, followed by storms and floods in the rainy season. Because of these reasons, we decided to maintain simulations without this assumption (Apply quantity space constraint on extreme values), keep with the problem and discuss this on the text: "The model was successful in addressing the problem proposed, but there are some constraints. Several history values diagrams (e.g. Fig 13b), especially of *Stochastic events* and *N subpopulation* show variables that, even being at their highest level, show derivatives with positive values which is physically impossible. This happened because of the random behavior of the *Stochastic events* variable and its effect on *N subpopulation variation rate*, so that would be impossible to use random exogenous behaviors without having such problems. We are aware of this constraint but we suggest that the broad results would be similar if this problem did not occur."

22. Some of the supporting online material is actually critical to the paper and should be included in the paper.

Tables 2 and 3 were moved to the manuscript in the section 3.1. Model basic description

---

## **Highlights**

- > A qualitative model on the impact of agricultural intensification is presented
- > We compare how matrix management affects forest bird species in a patchy landscape
- > The model was based on qualitative reasoning and implemented in Garp3
- > Intensification affects matrix structure and reduces permeability to forest birds
- > Additionally, agriculture intensification reduces supplementation on adjacent matrix

How may agricultural matrix intensification affect understory birds in an Atlantic Forest landscape? A qualitative model on stochasticity and immigration

Fernando F. Goulart, Paulo Salles & Ricardo B. Machado

F. Goulart (Corresponding author)

Institute of Biological Sciences, Campus Darcy Ribeiro, University of Brasília

Brasília, Brazil. 70.910-900

email: [goulart.ff@gmail.com](mailto:goulart.ff@gmail.com)

Telephone 5561-331073030

## Abstract

Understanding how different approaches of matrix management affect organisms that inhabit natural patches is crucial for biological conservation. Considering that most of the tropical area is composed of agricultural land and that most of this land is either intensified or on the way to be, a relevant question is: how may agricultural intensification of the landscape matrix affect the population dynamics of understory birds? This paper describes a qualitative model based on the Qualitative Process Theory and implemented in Garp3 to provide answers to this question. We built a model using four species of endemic passerine birds in order to evaluate the case in an Atlantic Forest area, a biodiversity hotspot. The model describes a landscape composed of an extinction-resistant source patch and one target forest patch where stochastic events occur. If permeability of the matrix exceeds a given species-specific threshold, propagules coming from the source reach the target patch. Agriculture intensification affects the matrix spatial structure and reduces permeability to forest birds, thus reducing the rescue effects. Additionally, we assume that some species may use the matrix as a supplementary habitat for feeding and that matrix management may affect the resource base for those species. Simulation results suggest that, if agriculture intensification continues to threaten the Atlantic Forest biome, populations of sensitive species (*X. fuscus* and *S. scansor*) that exist in the small forest patches (which is true for most forest remnants) will be highly susceptible to local extinctions and without further re-colonization.

**Keywords:** agroforestry; conservation; local extinction; metapopulation; qualitative reasoning; rescue effect.

## 1. Introduction

### 1.1. General introduction

Thirty percent of the terrestrial surface is composed of agricultural systems (Cassaman and Wood, 2005), and in the tropics, 70% is composed of pasture, farmlands, and mixture of managed landscapes (McNeely and Scherr, 2003). Therefore, at global scale, most of the biodiversity inhabits the agroecosystem or natural patches embedded in an agricultural matrix. Although much effort has been put into understanding how different farming practices affect biodiversity inhabiting the agroecosystem,



recent studies have stressed the importance of matrix agricultural management to species inhabiting habitat patches (Perfecto et al., 2009). The matrix is described as the major component of the landscapes (Forman, 1995) or the mosaic of anthropic managements that surrounds natural fragments (Metzger, 2001), and it is often subjected to agricultural practices (Perfecto et al., 2009).

This paper describes the development of a qualitative reasoning model (Weld and de Kleer, 1990), using Garp3 workbench as the simulation engine, to theoretically predict how agricultural matrix intensification will affect four bird species, with different sensitivities and different dispersal abilities, inhabiting forest patches in an Atlantic Forest landscape in the southern part of Brazil. We hypothesises that birds will respond differently, so that species with lower dispersal abilities and higher sensitivity to disturbances will be more affected.

## ***1.2. Qualitative reasoning***

According to Levins (1966), the problem of building models for complex ecological systems is that there are too many parameters to be measured, equations are insoluble analytically and require powerful computers, and even if there is a mathematical solution, it would be expressed in form of quotients with low biological meaning (Levins, 1966). As one possible solution, Levins suggests that models may sacrifice precision over realism and generality. This approach is more concerned with qualitative patterns in the long run, rather than with quantitative results. Because simplification is one of the way qualitative models handle low resolution data (Tullos and Neumann, 2006), uncertainty may be successfully addressed using this method (Nuttall et al., 2009). Because addressing how agricultural intensification of the matrix affects forest species requires data on species dispersion, home-range and sensibility to fragmentation, and these information are available at low resolution, it would not be possible to use traditional numeral models. This is due to technical difficulties in measuring vertebrate dispersal (Koenig et al., 1996; Holyoak et al., 2008). In the case of Neotropics, this is even more serious than in the rest of the world, as data on basic movement ecology is absent and contradictory (Marini, 2010). Therefore, we used qualitative reasoning (QR) which support reasoning with very little information.

Qualitative Reasoning is an area of Artificial Intelligence that creates representations for continuous aspects of the world; see the special issue QR of Ecological Informatics, 4(5-6): 261-412. Qualitative Reasoning research has resulted in different modeling approaches (Weld and de Kleer, 1990), most of them including a set of dependencies that capture cause-effect relationships between quantities. The

Garp3 software is simulation engine that uses this type of reasoning to build simulation models (Bredeweg et al., 2009).

In qualitative reasoning, relations between quantities include causal dependencies of two types: *direct influences* (I+ and I-) and *qualitative proportionalities* (P+ and P-) (Forbus, 1984). Direct influences represent processes and are the initial cause of change in the system. The effects of processes are propagated via proportionalities to the rest of the system. Numerical values of quantities are abstracted in order to represent just their most relevant quantitative states. According to Bredeweg and colleagues (Bredeweg et al., 2009), qualitative models have four basic ingredients that define their physical system structure: (1) Entities, which are physical objects or abstract concepts that constitute the system; (2) Agents, entities that influence but are not influenced by the systems (3) Assumptions, defined as labels that are used to indicate that certain conditions are presumably true (4) Configurations, defined as relationships between instances of entities or agents.

Some areas where qualitative reasoning models were applied include several issues in ecology and conservation such as stream restoration (Salles et al., 2006), algal blooms in aquatic environments (Cioaca et al., 2009), sustainable fish catchment (Zitek et al., 2009), waterway impact on aquatic fauna and flora (Goulart and Saito, 2012), sustainable agricultural practices in production and ecosystem services (Goulart et al., 2009), individual decision-making concerning extra-pair copulations in birds species (Dias and Salles, 2009) and learning about ecological concepts (Nuttle and Bouwer, 2009).

### ***1.3. Intensification of the agriculture matrix***

“Agricultural intensification” is the general term given to changes in farming practices that have begun after the Green Revolution. Intensification includes the use of pesticides, irrigation systems, machinery, increase in farm size and productive specialization (loss of cultivated/raised diversity from species to genetic level) (Altieri, 1999). In agroforestry systems, agriculture intensification leads to a decrease in tree diversity and abundance, as well as in vertical complexity (Mas and Dietsch, 2003). The impacts of agricultural intensification on biodiversity are widely recognized and some authors suggest that it is one of major threats to biodiversity worldwide (Benton et al., 2003; Donald and Evans, 2006).

Concerning the aspects related to the biodiversity that inhabits the agroecosystem, much effort has been put so far into understanding the impact of changes in farming practices on species inhabiting the

agroenvironment, with birds (so called farm-birds) being the main focus (Krebs et al., 1999; Ormerod and Watkinson, 2000). With this respect, models, including conceptual ones (e.g. Benton, 2007) have had key importance (Butler et al., 2007; Donald et al., 2001). On the other hand, the influence of matrix agricultural management on species inhabiting natural patches is basically unknown from both theoretical and practical point of view (Perfecto et al., 2009).

Metapopulation dynamics describe a population inhabiting and heterogeneous habitat (patches), more or less bounded by migration process, so that each subpopulation suffers independent extinction events (Levins, 1969). Because populations are often restricted to habitat patches (caused by either natural or anthropic processes), the Metapopulation Theory is one of the most important theories in ecology (Scheiner and Willig, 2008). Generally, the work concerning metapopulation dynamics considers the matrix a barrier to dispersal assuming that landscapes are binary composed of "natural patches in a hell matrix" (Goulart et al., 2009c). Despite of this, recent studies have highlighted the importance of matrix management and how different managements of the matrix affect metapopulation dynamics (Perfecto et al., 2009). Generally, the more intense the agroenvironment is managed, the less permeable it is to biodiversity (Donald and Evans, 2006; Perfecto and Vandermeer, 2002). Furthermore, the intensification of the agricultural matrix can reduce the availability of food resources to forest species that occasionally feed on the matrix (Goulart et al., 2011). The use of surrounding matrix by populations inhabiting natural patches is called *supplementation* (definition after Dunning et al., 1992), and seems to be important for the maintenance of population inhabiting small and narrow habitat patches (Tubelis et al., 2004a; Tubelis et al., 2004b). Hence, agricultural intensification, by reducing food resources in the matrix and consequently, supplementation behavior can also negatively affect population inhabiting natural patches embedded in this matrix.

#### ***1.4. Endemic understory birds of Atlantic Forest: threatened guild of a threatened Biome***

The Atlantic Forest biome encompasses the Southeastern part of Brazil and parts of Paraguay and Argentina and is considered a world conservation hotspot (Myers et al., 2000). Deforestation destroyed large part of the forest, so that only 7 % of the original wood-cover in Brazil remains (Ribeiro et al., 2009). Most of the forest remnant area is less than 50 ha (Ribeiro et al., 2009), causing a high level of extinction of avian species, as expected for this forest size magnitude (Stratford and Stouffer, 1999; Ribon et al., 2003; Ferraz et al., 2007).

Passerines that inhabit the forest understory seem to be particularly negatively affected by fragmentation. The reason for this sensitivity lies on the low dispersal ability and their reluctance to cross open habitats (Stouffer and Bierregaard, 1995; Desrochers and Hannon, 1997; Bélisle and Clair, 2002). These features constrain immigration to small patches, making populations prone to local extinction without any further recolonization (Sekercioglu et al., 2002). Therefore, conservation actions that enhance understory insectivorous conservation may, consequently, conserve less sensitive guilds (Castellón and Sieving, 2006). Using the conservation jargon, understory birds can be called “umbrella species” (Primack and Rodrigues, 2001).

Four bird species of endemic passerines of the Atlantic Forest were chosen for this study: *Chiroxiphia caudata* (Blue manakin), *Pyriglena leucoptera* (White-shoulder Fire-eye), *Sclerurus scansor* (Rufous-breasted Leaf-tosser), *Xiphorhynchus fuscus* (Lesser Woodcreeper). Except for *C. caudata*, which is understory/medium strata frugivore, all the other species are understory insectivores. These species were chosen because they share similarities (phylogenetic proximity and small size), as well as differential dispersal ability, natural density, home range and territory size. These features allow a single model (although with different initial scenarios) to consider that the main driving forces causing population changes (such as colonization and extinction) could affect all these species in a similar way, and to compare how different ecological features (dispersal ability and sensitivity) could affect population dynamics of these different species. Finally, these are some of the most well known species in the Atlantic Forest, so that it would be impossible to build this type of models for other species given the actual ornithological data available. A detailed description of the species is presented in the online supporting material (Appendix 1).

### ***1.5. Stochastic variations and immigration***

As well as other groups, birds show great demographic variation (Saether and Bakke, 2000; Saether et al., 2004). These factors could be caused by a great variety of human associated factors, such as habitat loss, fragmentation, hunting, and introduction of invasive species, as well as natural events such as lightning fire, storms, floods and predation. Other than these environmental and human factors, intrinsic dynamics of the populations may also lead to variations in population numbers. Demographic stochasticity is caused by chance realization of individual probabilities of death and reproduction in a finite population (Lande, 1993). Because independent individual events tend to average out in large populations, demographic, as well as environmental stochasticity is more important in small populations

(Lande, 1993). However, local extinction caused by stochasticity could be balanced by immigration of individuals coming from other areas, characterizing the rescue effect (Brown and Brown-Kodric, 1977). Hence, connectivity of landscapes is a vital element for (re)colonization and biological conservation of species in fragmented landscapes (Taylor et al., 1993)

Concerning colonization, certain human activities such as road construction (Develey and Stouffer, 2001; Bélisle and Clair, 2002; Clair, 2003), pasture and monoculture forestry (Machado and Lamas, 1996) may hamper forest movements and hence colonization. As a general rule, landscapes subjected to intensive land-use management offer low permeability to species fluxes (Perfecto and Vandermeer, 2010).

## **2. Objective**

We aim at answering the following question: How agricultural intensification of the landscape matrix of an Atlantic Forest region may affect the metapopulation dynamics of four understory endemic passerines inhabiting small forest patches? More specifically, we built a qualitative model to predict the impact of agricultural matrix intensification on forest species, considering they have different dispersal ability, use the matrix differently, and have different sensitivity to stochastic events that take place in the forest patch they inhabit. We also aim at comparing our results with other models in the specialized literature. We hypothesize that agriculture intensification of the famed matrix will negatively affect forest birds inhabiting small forest patches, especially species with high sensitivity, and with lower dispersal abilities.

## **3. Methods**

We built a qualitative model to address how matrix agricultural intensification will affect bird population inhabiting a fragmented landscape of the Atlantic Forest. It is assumed that birds inhabit a small forest fragment (the Target forest patch) embedded in a non-intensive agricultural matrix. We also assume that there is a nearby forest fragment (Source spp.) which is emitting propagules on the matrix and that these can eventually, if matrix permeability is above a species-specific threshold, reach Target forest patch.

Additionally, bird populations may suffer species-specific stochastic variation in population numbers due to the small size of the population, which is related to the small size of the Target forest

patch area. On the other hand, the Source spp. is assumed to be extinction resistant due to its large size. Therefore a Metapopulation dynamics is assumed, because of migration and differential extinction. Furthermore, some species are assumed to supplement on adjacent matrix if food resources is available above a species specific threshold.

### **3.1. Model basic description**

The model has nine entities: Agricultural intensification, Farmed matrix, Source spp., Target forest patch, *Chiroxiphia caudata*, *Sclerurus scansor*, *Pyriglena leucoptera*, *Chiroxiphia caudata*, *Xiphorhynchus fuscus*. Two external agents are modeled: Immigrants and Stochastic events. The entities/agents and the configurations to which they are associated are shown in table 1. Agricultural intensification *occurs on* Farmed matrix, which *has* Target forest patch and *has* Source spp. Source spp. *affects* Target forest patch, Stochastic events *affect* Target forest patch, and Immigrants *are emitted from* Source spp. Additionally, each species' entity *inhabits* Target forest patch, and *Pyriglena leucoptera* and *Chiroxiphia caudata* *forrages on* Farmed matrix. The broad assumptions is that Agricultural intensification will affect a Farmed matrix, and that there are forest fragments embedded in this matrix (Target forest patch and Source spp.). Target forest patch is small (from 10 to 20 ha) and Source spp. is large (<100ha), because patch size is long known is a predictor of population size and extinction risk (MacArthur and Wilson, 1967), population in the Source spp. is assumed to be extinction resistant and in Target forest patch is prone extinction (because of the small size). Both forest patches are embedded in an agroenvironment, the Farmed matrix; and inter-patch distance is between 300m to 800m. Given the overall species dispersal abilities and sensibility to fragmentation, these landscape characteristics render a metapopulation dynamics for most species, because patches are more or less bounded by migration and suffer independent extinction risk. This landscapes characteristics are also very common in the Atlantic Forest context (Ribeiro et al. 2009), which increase the degree of realism and applicability of the models results for management. Additionally, we assumed that both *P. leucoptera* and *C. caudata* *forrages on* the matrix, that is they include the matrix as a part of their home-range and that they feed on this habitat if food resources are found at enough quantity.

Quantities and entities/agents they are associated are show in table 2. Entities, agents, associated quantities, basic definition variables used in the model, and associated quantitative spaces are shown in table 3. The main ecological theory and how it was implemented in the model goes as follows:

### 3.2. Agriculture intensification affects Farmed matrix

Farmed matrix is associated with the quantities *Tree density and richness*, *Vertical complexity*, *Heterogeneity among farm-plots*, *Pesticide*, *Light incidence*, *Fruit availability*, *Insect abundance*, *Structural permeability* and *Predation risk*. *Tree density and richness*, *Vertical complexity*, *Heterogeneity among farm-plots*, *Pesticide*, *Light incidence*, *Fruit availability*, *Insect abundance* are objective variables that could be measured through indexes, such as for *Vertical complexity* (e.g. Roth, 1976), while the *Structural permeability* is a theoretical variable that combines several aspects of the matrix that could affect the movement of the species through the matrix. As each species responds differently to its values, we define it in only structural terms, and not considering the functional response of the birds (e.g. a highly structurally permeable matrix can be functionally impermeable to certain bird species). *Predation risk* is also a theoretical variable that defines the degree to which the matrix presents predation pressure for forest birds. This variable is the association between actual and perceived risk. The former is the actual predation rates, while the latter is the psychological fear that forest birds feel in open habitats, with high light incidence and low vegetal cover (Lima & Valone, 1991).

*Agricultural intensification rate* associated with Agricultural intensification entity positively affects (I+) *Pesticides*, and negatively affects (I-) *Heterogeneity among farm-plots*, *Vertical complexity*, *Tree density and richness* associated with the Farmed matrix. There is a feedback in the relationship between agricultural intensification rate and *Heterogeneity among farm plots*. The explanation for this lies on the fact that, the more *Agricultural intensification rate* reduces *Heterogeneity among farm plots*, the less *Heterogeneity* is left to be reduced. Therefore, if *Heterogeneity* is Zero, *Agricultural intensification rate* is also Zero simply because the agrienvironment is homogeneous. Among other indicators of agriculture intensification, such as wood cover, pesticide use, heterogeneity degree is probably the best indicator, as it is the main characteristic of intensive systems. For example, high wood cover is found in intensive nonspecific tree plantations (in Brazil: *Pinnus*, *Eucaliptus* etc..) and intensive managed pastures are not sprayed with pesticide. Nevertheless, these systems have low heterogeneity as the majority of intensive systems.

Additionally, we used quantitative spaces correspondence among *Heterogeneity among farm-plots*, *Vertical complexity*, *Tree density and richness* and inverse a correspondence between *Tree density and richness* and *Pesticides*. This was associated with the assumption "Assume *Heterogeneity among farm-plots*, *Vertical complexity*, *Tree density and richness* correspond". The explanation for this is that,

generally, agriculture intensification affects the variables associated to Farmed matrix and these vary more or less together. In the case of *Pesticides*, this correspondence is inverse. For instance, reduction in *Tree density and richness* in shade-cocoa plantations must be accompanied by the increase in *Pesticides*, because tree reduction increase pest attacks (Johns, 1999). This assumption was used in all simulations.

Concerning the relationships occurring on the Farmed matrix, *Tree density and richness* positively affects *Fruit availability* and negatively affects *Light incidence*. *Heterogeneity among farm-plots* positively affects *Insect abundance* and *Structural permeability*. Additionally, *Vertical complexity* and *Tree density and richness* positively affect *Structural permeability* of the Farmed matrix, as these features are known to facilitate movements understory birds through the matrix (Antongiovanni and Metzger 2005, Boscolo et al. 2008). *Light incidence* negatively influences *Structural permeability* because most forest bird species show "photophobia" (Sick 1997), therefore the increase *Light incidence* decreases bird movements through the Farmed matrix.

### **3.3. Metapopulation dynamics and supplementation on the matrix**

Metapopulation dynamics can vary from the classical structure in which several sub-populations of the same magnitude of size interact via migration to a mainland-island, where one single patch is extinction resistant (mainland) sending propagules to small habitat patches (Harrison 1991). Pulliam (1988) described landscapes in which there was one high quality patch and peripheral ones with low habitat quality. In the present model, we describe a mainland-island situation, but we use the term "Source-target" to differ from insular models that consider a static matrix. The mainland-island model is generally used for the description of landscapes resembling islands in an ocean of inhospitable habitat, and has been criticized by not considering the diversity of matrix types and their differential effect on species (Jules et al., 2003; Kupfer et al., 2006; Goulart et al., 2009). Our approach also differs from Pulliam's because habitat quality is assumed to be the same in all patches.

*Sclerurus scansor*, *Pyriglena leucoptera*, *Chiroxiphia caudata* and *Xiphorhynchus fuscus* inhabits the Target forest patch, and are associated with *N Sub population*, which is the number of individuals of the species in the Target forest patch and *Subpopulation variation rate*, defined as the direction of variation of the former variable (Plus, Minus and Zero). There are feed-back loops between *Subpopulation variation rate* and *N Subpopulation* and indicating density dependences stabilization mechanisms.



Propagules from the Source spp. can eventually reach the Target forest patch if *Structural permeability* trespass a species-specific threshold. *Structural permeability* captures the matrix structure in rendering or facilitating the flux of propagules through it, so different species will respond differently to it. For example, *C. caudata* is a very vagile species, so that propagules from Source spp. will always reach the Target forest patch, no matter the *Structural permeability* value. Hence, the positive influence of *Propagules quantity* on *Sub population rate* will be always active. The explanation for this is the assumption is that *C. caudata* shows a patchy population which is defined as a population spread in patches of habitat, but the high dispersal rates effectively unite patches into a single demographic entity (Harrison 1991). Marini (2010) recorded high dispersal ability of this species in some Atlantic Forest landscape, suggesting a patchy population (although he has not explicitly used this concept).

On the other hand, *S. scansor* and *X. fuscus* were considered lesser vagile species, so that *Structural permeability* has a minimum effect on its ability to disperse and colonization capacity. Therefore the influence of *Propagules quantity* on *Subpopulation variation rate* is only active if the value of *Structural permeability* is equal or greater than High values. Figure 1 shows a model fragment that represents this relationship. The other species are considered to have intermediate response (*Structural permeability* threshold equal to Medium value). Model fragments similar to this one were used for other species, but with different thresholds. Table 4 shows the species-specific thresholds beyond which the effect of *Propagules quantities* on *Subpopulation variation rate* is active.

Additionally, we assume that *Pyriglena leucoptera* and *Chiroxiphia caudata* supplement on adjacent Farmed matrix if food resources for these species (*Insect abundance* and *Fruit availability*) are above the Medium threshold. Hence, we assume that if *Insect abundance* is equal or greater than Medium, *Insect abundance* positively affects *Sub population variation rate* associated with *Pyriglena leucoptera* (Figure 2) and if *Fruit availability* is equal or greater than Medium, *Fruit availability* positively affects *Sub population variation rate* associated with *Chiroxiphia caudata*. Hansbauer and co-workers (2010) suggest that both *P. leucoptera*, and *C. caudata*, specially the last one, uses matrix as part of their home range. Additionally, *P. leucoptera* can establish territories (although with much less abundance compared to forest) in rustic shade-cocoa agroforests (Faria et al., 2006), and *C. caudata* have being recorded feeding on fleshy fruits in high shaded coffee nearby forests (Goulart et al., 2009b).

### **3.4. Stochastic events occur on Target forest patch**

The model assumes that *Stochastic events* agent affect the Target forest patch via *Stochastic events* quantity, to which we attributed an exogenous random behavior in the scenarios. *Stochastic events* quantity is the magnitude of demographic and environmental variations, in other words, everything that affect sub-population dynamics Target forest patch, excluding immigration (that is: birth, death and emigration rates). This variable affects species differently, given their sensitivity to disturbances. We used the classification of sensitivity to disturbances of human interference (e.g. habitat loss), following Stotz and co-workers (1996). According to the authors, *C. caudata*, *P. leucoptera*, *X. fuscus* and *S. scansor* have respectively low, medium, high and high sensitivity to disturbances. Because *X. fuscus* is more abundant than *S. scansor* (Piratelli et al., 2008; Ferreira et al., 2009), we considered it to be classified in a broader category "less sensitive species", while *S. scansor* was considered "very sensitive species". For less sensitive species (*C. caudata* and *P. leucoptera*), it is assumed that if *Stochastic event* is greater than value Medium, it affects negatively *Sub-population variation rate*. For moderately-to-highly sensitive species (*X. fuscus*), negative influence of *Stochastic events* is active if its value is greater or equal to Medium. Finally, *S. scansor*, a very sensitive species, is always negatively affected by *Stochastic event*, in spite of its values. Figure 3 shows a model fragment representing that, if *Stochastic events* is equal or greater than Medium, this variable negatively affects *Sub population variation rate* associated with *Xiphorhynchus fuscus*. Table 2 shows the threshold beyond which Propagules quantity affect *Sub population variation rate*. Model fragments like the one in figure 3 were used to express such relationships.

#### 4. Scenarios

The current version of the model has scenarios to run 9 final simulations, five in which Farmed matrix is subjected to agricultural intensification via effect of the Agricultural intensification entity and four in which non-intensive practices are maintained (Agricultural intensification entity is absent). One out of five of these intensive management scenarios assesses the influence of intensification on farmed matrix variables without including forest patches and species. We ran simulations of four scenarios in which each species and forest patches were included and other four scenarios each species and forest patches were also included, but intensification was excluded. These last was considered the "control" treatment and the difference between intensive and non-intensive scenarios, for each species, was considered to be the effect of agricultural intensification. We hypothesis that *N subpopulation* associated to each species would stabilize at lower levels in the intensive agriculture scenarios,

compared to the scenarios in which non intensive practices are maintained. Additionally, we predict that the effect of intensification should be greater on the more sensitive species with poor dispersal abilities. Following, we identify an important set of initial scenarios which are the starting states for the simulations.

Concerning the variables associated Farmed matrix, all simulations start with an initial scenario in which *Structural permeability* is Maximum, *Light incidence* is Medium, *Tree density and richness* is Maximum, *Pesticide* is Zero, *Vertical complexity* is Maximum, *Fruit availability* is Maximum, *Insect abundance* is Medium, *Heterogeneity among farm-plots* is Maximum, and *Predation risk* is Medium. This qualitative values characterize non intensive shade systems, such as agroforestry with relatively high *Structural permeability* to birds (Uezu et al., 2008) and with no pesticide use or other intensive farming practices.

The first scenario assessed the influence of agricultural intensification on matrix characteristics and the initial scenario is shown in figure 4. Figure 5 represents the causal model obtained after the first state of the simulation of the scenario "Agricultural intensification affects farmed matrix". Quantities and derivate correspondences associated with the simulation are not shown in this figure for better visualization.

Regarding the scenarios in which bird species and forest patches are included, in initial scenarios *Migration rate* is Plus, *Propagules quantity* is Large, *Stochastic events* are Medium, *Subpopulation variation rate* is Zero and *N subpopulation* is Medium values. Migration rate starts at Plus, *Propagules quantity* associated with the Source spp. is Large. Figure 6 represents the initial scenario in which Agriculture intensification affects *Chiroxiphia caudata* which inhabit the Target forest patch and is eventually subjected to *Stochastic events* and arrival of propagules. We attributed an exogenous behavior to *Stochastic events* quantity which is assigned with an exclamation mark. Figure 7 is the causal model produced after the first state of the simulation of this scenario. Figure 8 represents the initial scenario in which non-intensive practices are maintained and the influence of this on *Sclerurus scansor* metapopulation dynamics (Stochastic events and arrival) is simulated. In this scenario, the assumptions "Assume *Vertical complexity*, *Spatial heterogeneity*, *Tree density and richness* and *Pesticide* correspond" and "Assume *Vertical complexity* define *Insect abundance* derivate" are used in all scenarios. This last assumption was used to reduce the number of states of the simulation.

## 5. Results

### 5.1. Overall simulations

Figure 9 is the state graph produced after the simulation of the scenario in which Agriculture intensification affects Farmed matrix. The full simulation of this scenario produced the total of 5 states, one initial and one final. Figure 10 (a-i) shows the value history diagrams of eight variables included in the simulation regarding the only possible behavior path [1,2,3,4,5]. Agricultural intensification leads to a decrease of *Heterogeneity among farm-plots*, *Vertical complexity*, *Tree density and richness*, *Insect abundance*, *Fruit abundance* and *Structural permeability*. On the other hand, intensification led to an increase of *Pesticides*, *Predation risk* and *Light incidence*.

In the simulations in which species and forest patches are included, variables associated to Farmed matrix follow the same pattern of the simulation described in Figure 10, while the scenarios in which non intensive practices are maintained, the values of these variables are kept in the same values of the first state (state 1). *Pesticides* is kept at Zero, and *Heterogeneity among farm-plots*, *Tree density and richness*, *Fruit availability*, *Structural permeability* and *Vertical complexity* are kept at Maximum all along the simulations. *Light incidence* is kept at Small value and *Predation risk* is kept at Medium.

The following simulations will assess the influence of matrix variables on persistence of the species on the Target forest patch, comparing the intensive and non-intensive scenarios. Table 3 summarizes the general trends of the results of how different species respond to intensive and non-intensive management of the matrix.

### 5.2. *Chiroxiphia caudata*

The simulation of the scenario “*C. caudata* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix subjected to agricultural intensification” produced a total of 203 states, being 9 initial ones. For instance, in path [182,11,130,145,163,189,99,135,142,169,182], *N subpopulation* drops from Maximum value (carrying capacity) to Zero following a re-colonization (Figure 11). This cycle occurs because *Stochastic events* are kept at Very large all along the path leading to a decline in *N subpopulation variation rate*, on the other hand, *Propagules quantity* associated with Source spp. will positively affect. In another path, the *N subpopulation* stabilizes at Maximum.

On the other hand, the simulation of the scenario “*C. caudata* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix in which non-intensive agriculture is maintained” produced 3 initial states and a total of 13 states (Figure 12a). Value history diagrams show the stabilization of the *N*

*subpopulation* in the non intensive scenario at Medium values in all possible behavior paths, as the one shown in figure 12b.

### 5.3. *Pyriglena leucoptera*

Full simulation of the scenario “*P. leucoptera* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix subjected to agricultural intensification” produced 9 initial states and a total of 137 states. *N subpopulation* stabilizes at Maximum, as well as showed extinction/recolonization cycles. The simulation of the scenario “*P. leucoptera* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix in which non intensive practices are maintained” accounted for 3 initial states and 13 final ones. In all possible paths, the *N subpopulation* stabilizes at Medium values.

### 5.4. *Xiphorhynchus fuscus*

Simulation of the scenario “*X. fuscus* inhabits a forest patch embedded in a Farmed matrix subjected to agricultural intensification” scenario accounted for five initial and 72 total states. Figure 13a show that, in a selected path, *N subpopulation* stabilizes at Zero (local extinction). In this behavior path, *Stochastic events* are kept at Very large. Another possibility is stabilize at Maximum, Small, as well as suffer the extinction/re-colonization cycles. The simulation of the scenario “*X. fuscus* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix in which non intensive practices are maintained” accounted for five initial and 110 total states. Figure 13b shows the value history of the *N subpopulation* associated with a selected behavior path. Stabilization of *N subpopulation* occurred at Small and Maximum. Extinction/recolonization cycles were also present.

### 5.5. *Sclerurus scansor*

Simulation of the scenario “*S. scansor* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix subjected to agricultural intensification” accounted for five initial and 88 total states. In this scenario, *N subpopulation* stabilizes at Maximum, Small, Zero (Figure 14a) and showed extinction/recolonization cycles. Concerning the simulation of the scenario “*S. scansor* inhabits a forest patch embedded on a farmed matrix in which non intensive practices are maintained” accounted for three five initial and 114 total states. The main trends of *N subpopulation* in the

non intensive scenario are stabilization at Maximum and Small and colonization/recolonization cycles (Figure 14b).

#### 4. Discussion

In the intensive scenarios, *N subpopulation* associated with *C. caudata* and *P. leucoptera* stabilizes at Maximum values or show extinction/recolonization cycles, while in the scenario in which non-intensive practices are maintained, this variable stabilizes at Medium. Hence, agriculture intensification led to the instability of *C. caudata* and *P. leucoptera* sub-populations inhabiting Target forest patch. Despite of this, *N sub-population* could stabilize at higher levels (Maximum) in the intensive scenario compared to non-intensive, which is an unexpected pattern because both species forages on the matrix and the decrease in food resource is expected negatively affect subpopulations. Therefore, the model indicates that agricultural intensification can induce cycles of extinctions and recolonization in populations of *C. caudata* (Figure 11) and *P. leucoptera* that would otherwise be kept stable if non intensive practices were maintained. The response of these species were basically the same despite of the differences in their inputs (*C. caudata* is assumed to be more vagile than *P. leucoptera*, see Table 4).

*X. fuscus* and *S. scansor* subpopulations also showed similar patterns in intensive and non intensive scenarios. In the intensive scenario, *N Subpopulation* stabilizes at Maximum, Small, Zero (Figure 13a. and 14b), and shows extinction/colonization cycles, while in the non intensive scenario all these trends are possible except for local extinction (*N subpopulation* is at Zero). The model indicates that agricultural intensification leads to local extinction with no further recolonization in populations of *X. fuscus* and *S. scansor* (Figure 13a and 14a) that would suffer extinction/recolonization cycles under non-intensive matrix management circumstances.

Despite of this, there are some differences in the response of *X. fuscus* and *S. scansor* that worth noting for the ecological importance. In the intensive agriculture scenarios, the extinction (*N subpopulation* stabilizing at Zero) occurred after eight states for *X. fuscus* (Fig 13.a) and six states for *S. scansor* (Fig 14a). This indicates that there should be a time-lag in the extinction of both species in response to matrix intensification, and that this lag should be smaller for *S. scansor*, compared to *X. fuscus*. Delayed declines in population responses to habitat destruction was first indicated by models (Tilman et al., 1994), and have been validated by empirical studies (Kuussaari et al., 2009; Metzger et al., 2009; Vellend et al., 2006). We have also used other

qualitative models to discuss time-lags in the ecological response to agriculture intensification of the matrix (Goulart et al., 2010). The results of the present model indicate that populations of *X. fuscus* and *S. scansor* may suffer future local extinction with no further recolonization, so that many populations that still exist in small fragments embedded in an intensive managed matrix, are only present because they have not paid the *ecological debt*. *Ecological debt* is defined as the number or proportion of the population predicted to become extinct after a given habitat change (Kuussaari et al., 2009). The fact that the *ecological debt* has not been paid, means that population has not reached an equilibrium and that is responding to past landscape structure. This has serious consequences to the conservation of these species, since the presence of these in small fragments may be temporary. Despite of it, the exact time of this delay is unknown and empirical studies should be conducted to assess this issue.

Hence, the results of the model indicate that the presence of *X. fuscus* and *S. scansor* on small fragments of Atlantic forest embedded in an intensive managed matrix, as reported by Neto (1998), may be highly susceptible to local extinction in the next years. *X. fuscus* is also found in small forest fragments embedded in intensive managed matrix (Piratelli et al. 2008) and these populations may also suffer local extinction in a near future.

Although there is no direct relationship between Agriculture intensification of the matrix and Stochastic events that occur in the Target forest patch, Agriculture intensification can reduce matrix permeability rendering recolonization that would happen after local extinction in non intensive scenarios. Therefore, Agriculture intensification can act indirectly, reducing rescue effects, and making population more susceptible to local extinction events. On the other hand, Agricultural intensification can have direct effects on the supplementation behavior of *C. caudata* and *P. leucoptera*.

The model was successful in addressing the problem proposed, but there are some constraints. Several history values diagrams (e.g. Fig 13b), especially of *Stochastic events* and *N subpopulation* show variables that, even being at their highest level, show derivatives with positive values which is physically impossible. This happened because of the random behavior of the *Stochastic events* variable and its effect on *N subpopulation variation rate*, so that would be impossible to use random exogenous behaviors without having such problems. We are aware of this constraint but we suggest that the broad results would be similar if this problem did not occur.

#### **4.1. Related work**

Several models concerning how matrix characteristics affect animal dispersal have been proposed (e.g. Revilla et al. 2004, Gardner and Gustafson 2003), but comparing these results to ours is difficult because they use different technique, different target species and they analyze other parameters not addressed by us. On the other hand, models on the impact of agricultural intensification often focus on species inhabiting the agrienvironment (e.g. Benton et al. 2003, Benton 2007, Butler et al. 2007) and do not analyze how intensification of the matrix affect dispersal and metapopulation dynamics. Green and colleagues (2005) built a model focusing on dynamic landscape composed of farmed areas and non-farmed areas (set-aside), assuming a trade-off between agricultural yield and density of a given species on both farmed and unfarmed areas (Green et al. 2005). The authors assume no relationships between farmed and unfarmed areas (such as migration), but this assumption has been subject of criticism (Vandermeer and Perfecto 2005, Goulart et al., 2009d; Perfecto and Vandermeer 2010). Here we assume that agricultural intensification will not lead to forest loss, which is obviously an oversimplification, as intensification often leads to deforestation (Angelsen and Kaimowitz 2001; Bélanger and Grenier, 2002). Hence, the impact of agricultural intensification on forest species inhabiting real landscapes must be greater than what the model's results suggest.

In our model, the simulation of the same scenario could lead to stabilization at various levels (from local extinction to carry capacity), as well as lead to stable cycles. Ecologists have long recognized that population dynamics could lead to multiple stable states (May 1976, 1977) and cycles (see Kendall et al. 1999 for a review on the topic), although their approach was different from ours. For example, May (1976) showed how very simple first order difference equations could lead to an array of behaviors from multiple stable points, bifurcation, stable cycles and random fluctuations. In our model, we induce random (or chaotic) population variations, associate this with the influence of matrix supplementation and the influx of individuals from source areas, and assess the influence of matrix management on these variables and consequently on populations. The result of the present study shows that under agricultural intensification, population stability could occur at lower population numbers as compared to non-intensive scenarios, so that many of these stable points were actually local extinction in the intensive scenarios. These stable points or steady states are situations in which systems reach



equilibrium and have also been called strong attractors (Tullos and Neumann 2006) or strange attractors (Vandermeer and Yodzis 1999, Hasting et al. 1994).

Qualitative models allow understanding of bifurcation whenever there is an ambiguity (branching) due to competing influences on the same variable. This feature of qualitative models is clearly demonstrated when all the possible states produced in the simulation (*envisionment*) are shown (McIntosh 2003). Envisionment offers a framework for understanding complex concepts in ecology, such as basin boundary collision (Vandermeer and Yodzis 1999) and chaos (Hastings et al. 1993).

#### ***4.2. Potential of qualitative reasoning for solving ecological problems***

In the present model, the input has several gaps, uncertainties and high variance (see species description in the appendix). In spite of this, the qualitative model could support reasoning with these incomplete data, showing a complex dynamics that would otherwise not be captured by other models or by directly looking at the empirical data. Other authors have been building predictive models in ecology and conservation (Salles and Bredeweg 2006, Tullos and Neumann 2006) and they have been used to enhance understanding about conservation and management of endangered species (Anatole 2009).

Because, decision makers cannot wait for field biologists to gather long-term precise numerical data, we suggest that qualitative reasoning models should be considered as a tool for predicting behavior of populations under different scenarios, fostering biological conservation and management on the grounds of explicit causality representations. Hence, qualitative models offer an unexplored potential to assist ecologists, conservationists and stakeholders reasoning with imprecise and incomplete data.

Our model can be used by graduate and undergraduate students to support understanding of some ecological concepts, such as source-sink-dynamics, rescue effect, matrix permeability, random extinction, and landscape connectivity. It also could be used by stakeholders and researchers in order to go further beyond the use of common sense about causal relations involved in ecological systems.

## 6. Conclusion

Here we describe a qualitative model developed to understand and predict the impact of agricultural matrix intensification on the persistence of five understory birds endemic to the Atlantic Forest. Agriculture intensification of the matrix may lead to extinctions/recolonization cycles in populations that would otherwise remain stable in the non intensive scenarios (*C. caudata* and *P. leucoptera*), as well as induce local extinction with no further recolonization on populations which showed extinction/recolonization cycles in the non intensive scenario (*X. fuscus* and *S. scansor*). Therefore the hypothesis of the work was confirmed for most species. Despite of it, some non counterintuitive patterns appeared, such as the fact that, in the intensive scenario *C. caudata* and *P. leucoptera* could be stabilized at higher *N subpopulation* levels (Maximum) compared to the non intensive scenario, in which *N subpopulation* stabilized at Medium. It is worth noting that other pathways are possible in the intensive scenario (extinction/recolonization), while in the non intensive scenario there is only one possible path. It seems that agriculture intensification leads to destabilization of the population. This could involve declines, such as in the extinction/recolonization cycles, or decrease, such as in the paths that stabilized at Maximum.

Overall, agricultural intensification may lead to a destabilization and local extinction by affecting populations directly (decreasing food resources) and indirectly (reducing rescue effect). Hence, we suggest that non-intensive farming practices (such as agroforestry, subsistence farming and home-gardens) are done, and whenever they exist be conserved in the Atlantic Forest biome. This would maintain or enhance food availability for forest birds that feed on the matrix, as well as increase permeability of landscape for species that disperse through the matrix. In spite of this, local extinction also happened in the non-intensive scenario, so that long term persistence of the species is not guaranteed by non-intensive management of the matrix. Despite of this, the results of the model should be analyzed with caution and empirical validation is recommended before decision making and policies are done based on the model.

Qualitative reasoning was successful in predicting the impact of agricultural matrix intensification on forest birds inhabiting small forest remnants in the Atlantic Forest. This would not be possible using traditional numerical models, because the input data have low resolution and many gaps. Furthermore, qualitative models have the potential to assist conservationists, biologists and stakeholders because this approach: (1) guarantees the coherence and the

correction of the inferences made from complex causal chains (see Rykiel, 1989); (2) enables stakeholders to making predictions about the behavior of the system, even when large number of variables affect the system; (3) enables the combination of heterogeneous variables (numerical and qualitative); (4) enables modelers to express their knowledge about the systems' functioning and obtain a description of the systems' behavior (conceptual models); (5) enables the modeler to test different hypotheses for the same phenomenon.

### **Acknowledgements**

We would like to thank the Brazilian National Council of Scientific and Technological Development (CNPq) and the Coordination for the Improvement of Higher level Personnel (CAPES) for sponsoring a scholarship to FFG and a research fellowship to RBM. We are grateful to Dynalearn Project (co-funded by the EC within FP7, Project no.231526, visit [www.dynalearn.edu](http://www.dynalearn.edu)). We are also grateful to M.Â. Marini (University of Brasília), A. Uezu (Institute of Ecological Research -IPÊ), John Vandermeer (University of Michigan), G.F. Leite (University of Brasília) and two anonymous reviewers. Part of the activities of this project was conducted on the Conservation Planning Laboratory at University of Brasília, which is supported by the Rede ComCerrado University of Brasília/Ministry of Science and Technology.

### **References**

- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74(1-3), 19–31.
- Angelsen, A., Kaimowitz, D., 2001. *Agricultural technologies and tropical deforestation*. CABI, Nairobi.
- Anatole, H., 2010. Modelos qualitativos para investigar o ciclo de vida e a influência de atividades antrópicas sobre os biótopos de Pirá-Brasília - *Simpsonichtys boitonei* - em Brasília, DF. Thesis, University of Brasília. Brazil.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* 122(3), 441–451.
- Bélisle, M., Clair, C.C., 2002. Cumulative effects of barriers on the movements of forest birds. *Conserv. Ecol.* 5(2), 9.
- Bélanger, L., Grenier, M., 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St.

- Lawrence valley, Québec, Canada. *Landsc. Ecol.* 17, 495-507.
- Benton, T.G., 2007. Managing farming's footprint on biodiversity. *Sci.* 315(5810), 341–342
- Benton, T.G., Vickery J.A., Wilson J.D., 2003. Is habitat heterogeneity the key? *Trends. Ecol. Evol.* 18, 182–188.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., Metzger, J.P., 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biot.* 40(3), 273–276.
- Brady, M.J., McAlpine, C.A., Miller, C.J., Possingham, H.P., Baxter, G., 2009. Habitat attributes of landscape mosaics along a gradient of matrix development intensity: matrix management matters. *Landsc. Ecol.* 24, 879-891.
- Bredeweg, B., Linnebank, F., Bouwer, A., Liem, J., 2009. Garp3–Workbench for qualitative modelling and simulation. *Ecol. Inform.* 4, 263-281.
- Brown, J. H., Kodric-Brown, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecol.* 58(2), 445–449.
- Butler, S.J., Vickery, J.A., Norris, K., 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Sci.* 315(5810), 381.
- Cassman, K., Wood, S. 2005. Cultivated Systems, in: Kakri, A.H. and Watson, R., (Eds) Milenium Ecosystem Assessment Report (available at <http://www.maweb.org/en/index.aspx>). Washington, Island Press, pp. 793
- Castellón, S., Sieving, K.E., 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conserv. Biol.* 20(1), 135–145.
- Cioaca, E., Linnebank, F., Bredeweg, B., Salles, P., 2009. A qualitative reasoning model of algal bloom in the Danube Delta Biosphere Reserve (DDBR). *Ecol. Inform.* 4(5-6), 282–298.
- Clair, C.C., 2003. Comparative permeability of roads, rivers, and meadows to songbirds in Banff National Park. *Cons. Biol.* 17(4), 1151–1160.
- Desrochers, A., Hannon, S.J., 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conserv. Biol.* 11(5), 1204–1210.
- Develey, P. F., Stouffer, P.C., 2001. Effects of Roads on Movements by Understory Birds in Mixed-Species Flocks in Central Amazonian Brazil. *Cons. Biol.* 15(5), 1416–1422.
- Dias, R., Salles, P., 2009. A qualitative model on sexual behaviour: mate guarding and extra-pair copulation in birds. *Ecol. Inform.* 4(5-6), 405-412.

- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. Series B: Biol. Sci.* 268(1462), 25.
- Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Ecol.* 43, 209–218.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J., & Pulliam, H.R., 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos.* 65, 169–175.
- Faria, D., Laps, R. R., Baumgarten, J., Cetra, M., 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiv. Cons.* 15(2), 587–612.
- Ferraz, G., Nichols, J.D., Hines, J.E., Stouffer, P.C., Bierregaard Jr., Lovejoy, T.E., 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Sci.* 315(5809), 238-241.
- Ferreira, J.D., Costa, L.M., Rodrigues, M., 2009. Birds of a forest remnant in the Iron Quadrangle of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 9(3), 39–54.
- Forbus, K.D., 1984. Qualitative process theory. *Artif. Intell.* 24(1-3), 85–168.
- Forman, R.T., 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions.* Cambridge Univ Press, Cambridge.
- Gardner, R.H., Gustafson, E.J., 2004. Simulating dispersal of reintroduced species within heterogeneous landscapes. *Ecol. Model.* 171(4), 339–358.
- Giraundo, A., Matteucci, S., Alonso, J., Abramson, R., 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspot. *Biodivers. Conserv.* 17(5), 1251-1265.
- Goulart, F.F., Saito, C.H., 2012. Modelagem dos impactos ecológicos do projeto hidroviário da Lagoa Mirim (Brasil-Uruguai) baseado em raciocínio qualitativo. *Braz. J. Aqua. Sci. Tech.* 16(1), 19–31.
- Goulart, F.F., Vandermeer, J., Perfecto, Matta-Machado, R., 2011. Frugivory by five bird species in agroforestry home-gardens. *Agroforest. Syst.* (82), 239-246 DOI 10.1007/s10457-011-9398-z.
- Goulart F.F., Salles P., Saito, C., 2010 Understanding and predicting time-lags in the responses of birds to agricultural intensification. *Annals of the 7th Conference on Ecological Informatics.* Guent, Belgium.

- Goulart, F.F., Salles, P.B., Saito, C.H., 2009a. Assessing the impacts of agriculture through qualitative reasoning. Proceedings of the 23rd International Workshop on Qualitative Reasoning, June 22-24, Ljubljana, Slovenia.
- Goulart, F.F., Zanella, A.L., Checoli, C.B., Saito, C.H., 2009b Descrição e caracterização dos cafezais agroflorestais da região do Serro, MG. Proceedings of the VI National Congress on Agroforestry Systems, June 22-26, Luziânia, GO, Brazil.
- Goulart, F., Vandermeer, J., Perfecto, I., & Matta-Machado, R., 2009c. Análise agroecológica de dois paradigmas modernos. *Rev. Bras. Agroecol.* 4(3), 76-85.
- Green, R.E., Cornell S.J., Scharlemann J.P., Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Sci.* 307(5709), 550.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *J. Tropic. Ecol.* 24(03), 291–299.
- Hansbauer, M. M., Storch, I., Knauer, F., Pilz, S., Küchenhoff, H., Végvári, Z., Pimentel, R. G., Metzger, J.P., 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landsc. Ecol.* 25(3), 407–417.
- Harrison, S., 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linnean. Soc.* 42(1-2), 73–88.
- Hastings, A, Hom, CL, Ellner, Turchin, P., Godfray, C.J., 1993. Chaos in ecology: is mother nature a strange attractor? *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 24, 1–33.
- Holyoak, M., Casagrandi, R., Nathan, R., Revilla, E., Spiegel, O., 2008. Trends and missing parts in the study of movement ecology. *Proc. Nat. Acad. Sc.*, 105(49), 19060-19065.
- Johns, N. D. 1999. Conservation in Brazil's chocolate forest: the unlikely persistence of the traditional cocoa agroecosystem. *Environ. Manag.* 23(1), 31–47.
- Jules, E. S., Shahani, P., & Díaz, S. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *J. Veg. Sci.* 14(3), 459–464.
- Kendall, B.E., Briggs, C.J., Murdoch, W.W., Turchin, P., Ellner, S.P., McCauley, E., Nisbet, R.M., Wood, S.N., 1999. Why do populations cycle? A synthesis of statistical and mechanistic modeling approaches. *Ecol.* 80(6), 1789–1805.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B., & Siriwardena, G. M. 1999. The second silent spring? *Nat* 400(12), 611–612.

- Kupfer, J. A., 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. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15(1), 8–20.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I., 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24(10), 564–571.
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *Am. Nat.* 142(6), 911–927.
- Levins, R. 1966. The strategy of model building in population biology. *Am. Sci.* 54(4), 421–431.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. ESA*, 15(3), 237–240.
- Lima, S.L., Valone, T.J., 1991. Predators and avian community organization: an experiment in a semi-desert grassland. *Oecologia*, 86(1), 105–112.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ Press. Princeton
- Machado, R.B., Lamas, I.R., 1996. Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Ararajuba*. 4(1), 15–22.
- Mas, A.H., Dietsch, T.V., 2003. An index of management intensity for coffee agroecosystems to evaluate butterfly species richness. *Ecol. Appl.* 13(5), 1491–1501.
- Marini, M.Â., 2010. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Stud. Neotrop. Fauna. Environ.* 1-10.
- May, R.M., 1976. Simple mathematical models with very complicated dynamics. *Nat.* 261(5560), 459–467.
- May, R.M., 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nat.* 269(5628), 471–477.
- McIntosh, B.S., 2003. Qualitative modelling with imprecise ecological knowledge: a framework for simulation. *Environ. Model. Software*. 18(4), 295–307.
- McNeely, J.A., Scherr, S.J. 2003. *Ecoagriculture: strategies to feed the world and save wild biodiversity*. Island Press. Washington.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G.,

- Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Cons.* 142(6), 1166–1177.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens. *Biota Neotropica*, 1(1), 1–9.
- Moguel, P., Toledo, V.M., 1999, Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conserv. Biol.* 13(1), 11–21.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nat.* 403(6772), 853–858.
- Neto, S., Venturini, N., Filho, A., Costa, F., 1998. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFLA. *Rev. Bras. Biol.* 48(3), 463-472.
- Nol, E., Francis, C.M., Burke, D.M., 2005. Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conserv. Biol.* 19(3), 836–844.
- Nuttall, T., Bredeweg, B., Salles, P., Neumann, M., 2009. Representing and managing uncertainty in qualitative ecological models. *Ecol. Inform.* 4(5-6), 358–366.
- Nuttall, T., Bouwer, A., 2009. Supporting education about environmental sustainability: Evaluation of a progressive learning route for qualitative models. *Ecol. Inform.* 4(5-6), 396–404.
- Ormerod, S. J., Watkinson, A. R. 2000. Editors' introduction: birds and agriculture. *J. Appl. Ecol.* 37(5), 699–705.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Cons. Biol.* 16(1), 174–182
- Perfecto, I., Vandermeer, J., & Wright, A. 2009. *Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty*. Earthscan/James & James. London.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 107(13), 5786-5791.
- Piratelli, A., Sousa, S. D., Corrêa, J. S., Andrade, V. A., Ribeiro, R. Y., Avelar, L. H., Oliveira, E. F. 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 68(2), 259–268.
- Primack, B. R., & Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*, ed. Planta. Londrina,
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *Am. Nat.* 132(5), 652–661.
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, P., Delibes, M., 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *Am. Nat.* 164(5), 130-153.



- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142(6), 1141–1153.
- Ribon, R., Simon, J.E., De Matos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17(6), 1827–1839.
- Roth, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecol.* 57(4), 773–782.
- Rykiel, E.J., 1989. Artificial intelligence and expert systems in ecology and natural resource management. *Ecol. Model.*, 46(1-2), 3–8.
- Salles, P., Bredeweg, B., 2006. Modelling population and community dynamics with qualitative reasoning. *Ecol. Model.* 195(1-2), 114–128.
- Salles, P., Bredeweg, B., Araújo, S., 2006. Qualitative models about stream ecosystem recovery: Exploratory studies. *Ecol. Model.* 194(1-3), 80–89.
- Scheiner, S. M., & Willig, M. R. 2008. A general theory of ecology. *Theor. Ecol.* 1(1), 21–28.
- Saether, B. E., & Bakke, O. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecol.* 81(3), 642–653.
- Saether, B. E., Engen, S., & Matthysen, E. 2002. Demographic characteristics and population dynamical patterns of solitary birds. *Sci.* 295(5562), 2070.
- Sekercioglu, C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends. Ecol. Evol.* 21(8), 464–471.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia Brasileira*. Fronteira, Rio de Janeiro.
- Stotz, D., Fitzpatrick, J.W., Parker, T.A., 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Stouffer, P. C., & Bierregaard Jr, R. O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecol.* 76(8), 2429–2445.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos.* 68(3), 571–573.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nat.* 371(1): 65-66
- Tischendorf, L., Bender, D., Fahrig, L., 2003. Evaluation patch isolation metrics in mosaics landscape for specialist vs. generalist dispersers. *Landsc. Ecol.* 18:41-50.
- Tullos, D.D., Neumann, M., 2006. A qualitative model for analyzing the effects of anthropogenic

activities in the watershed on benthic macroinvertebrate communities. *Ecol. Model.* 196(1-2), 209–220.

Tubelis, D.P., Cowling, A., Donnelly, C. 2004a. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biol. Cons.* 118(3), 353–364.

Tubelis, D.P., Lindenmayer, D.B., Cowling, A. 2004b. Novel patch–matrix interactions: patch width influences matrix use by birds. *Oikos*, 107(3), 634–644.

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. *Biol. Cons.* 123(4), 507–519.

Vandermeer, J., Perfecto, I., 2005. The future of farming and conservation: response to Green et al. *Sci.* 308(5726), 1257b.

Vandermeer, J., Yodzis, P., 1999. Basin boundary collision as a model of discontinuous change in ecosystems. *Ecol.* 80(6), 1817–1827.

Vellend, M., Verheyen, K., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G., & Hermy, M. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecol.* 87(3), 542–548.

Weld, D., de Kleer, J., 1990. *Readings in Qualitative Reasoning about Physical Systems*. Morgan Kaufmann, San Mateo.

Wu, J., Hobbs, R., 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landsc. Ecol.* 17, 355–365.

Zitek, A., Schmutz, S., Preis, S., Salles, P., Bredeweg, B., Muhar, S., 2009. Evaluating the potential of qualitative reasoning models to contribute to sustainable catchment management. *Ecol. Inform.* 4(5-6), 381–395.

## Figure captions

**Figure 1:** Model fragment representing the influence of Structural permeability associated to the Farmed matrix on the influence of Propagules quantity associated with the Source spp. on the *N subpopulation variation* rate associated with *Sclerurus scansor* that inhabits the Target forest patch.

**Figure 2:** Model fragment representing that *P. leucoptera* supplements on adjacent matrix, if food resources are above a threshold and reads as follows: If *Insect abundance* is equal or greater than Medium, it positively influences *Subpopulation variation rate*.

**Figure 3:** Model fragment representing the influence of *Stochastic events* on *Subpopulation variation rate* associated to *Xiphorhynchus fuscus* and it reads as follows: If *Stochastic events* is equal or greater than Medium, it negatively affects *Subpopulation variation rate*.

**Figure 4:** Initial scenario in which agricultural intensification affects variables associated with Farmed matrix.

**Figure 5:** Causal model of the first state of the simulation in which Agriculture intensification affects Farmed matrix.

**Figure 6:** Initial scenario of the simulation in which the relationship among Agricultural intensification, Farmed matrix, Source spp, Target forest patch, Immigrants, *Chiroxiphia caudata* and Stochastic events are included.

**Figure 7:** Causal model of the first state of behavior path produced after the simulation Agricultural intensification, Farmed matrix, Source spp, Target forest patch, Immigrants, *Chiroxiophia caudata* and Stochastic events are included.

**Figure 8:** Initial scenario of the simulation in which the relationship among Farmed matrix, Source spp, Target forest patch, Immigrants, *Sclerurus scansor* and Stochastic events are included.

**Figure 9:** State graph of the simulation of the effect of Agriculture intensification on Farmed matrix.

**Figure 10:** History values of selected variables of the scenario “Agricultural intensification affects farmed matrix”. The numbers underneath the diagrams refer to the states of the behavior path. Since, in this simulation, there is only one possible behavior path (that is, there is no ambiguity), numbers are ordered consecutively.

**Figure 11:** History values of the *N subpopulation* associated to the *C. caudata* in the simulation “*C. caudata* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix subjected to agricultural intensification” in the path [182,11,130,145,163,189,99,135,142,169,182].

**Figure 12:** Behavior graph (Fig 12a) and value history of *N subpopulation* (Fig 12b) in the path [10,12,2,15,6,10] produced after the simulation of the scenario “*C. caudata* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix in which non-intensive practices are maintained”.

**Figure 13:** Value histories of the *N subpopulation* produced after two selected paths regarding the simulation of the scenario “*X. fuscus* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix subjected to agricultural intensification” (Fig13a) and “*X. fuscus* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix in which non-intensive practices are maintained” (Fig13b).

**Figure 14:** Value histories of the *N subpopulation* produced in selected paths regarding the simulation of the scenarios “*S. scansor* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix subjected to agricultural intensification” (Fig 14a) and “*S. scansor* inhabits a forest patch embedded in a farmed matrix in which non intensive practices are maintained” (Fig 14b).





Figure 2

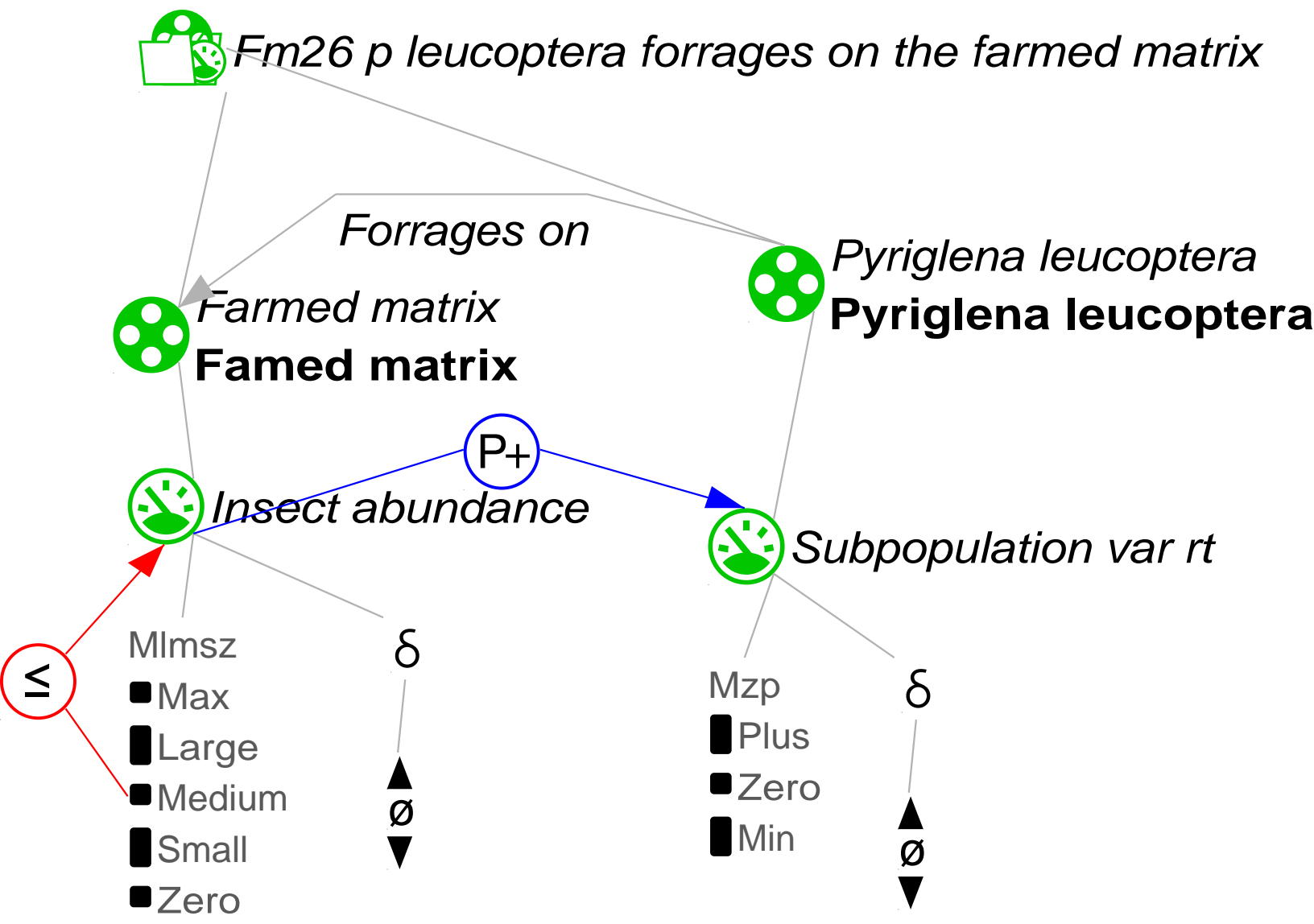


Figure 3

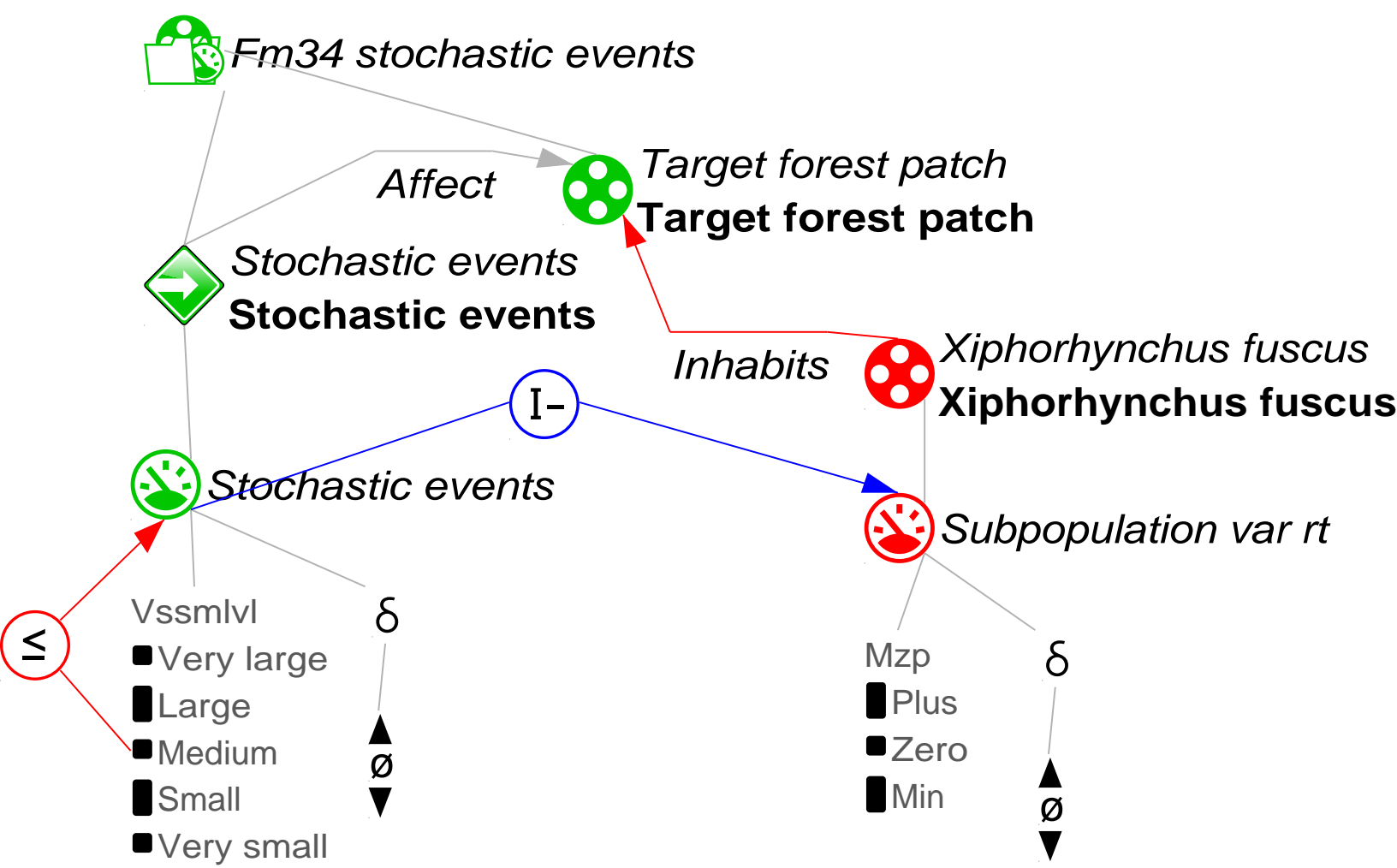
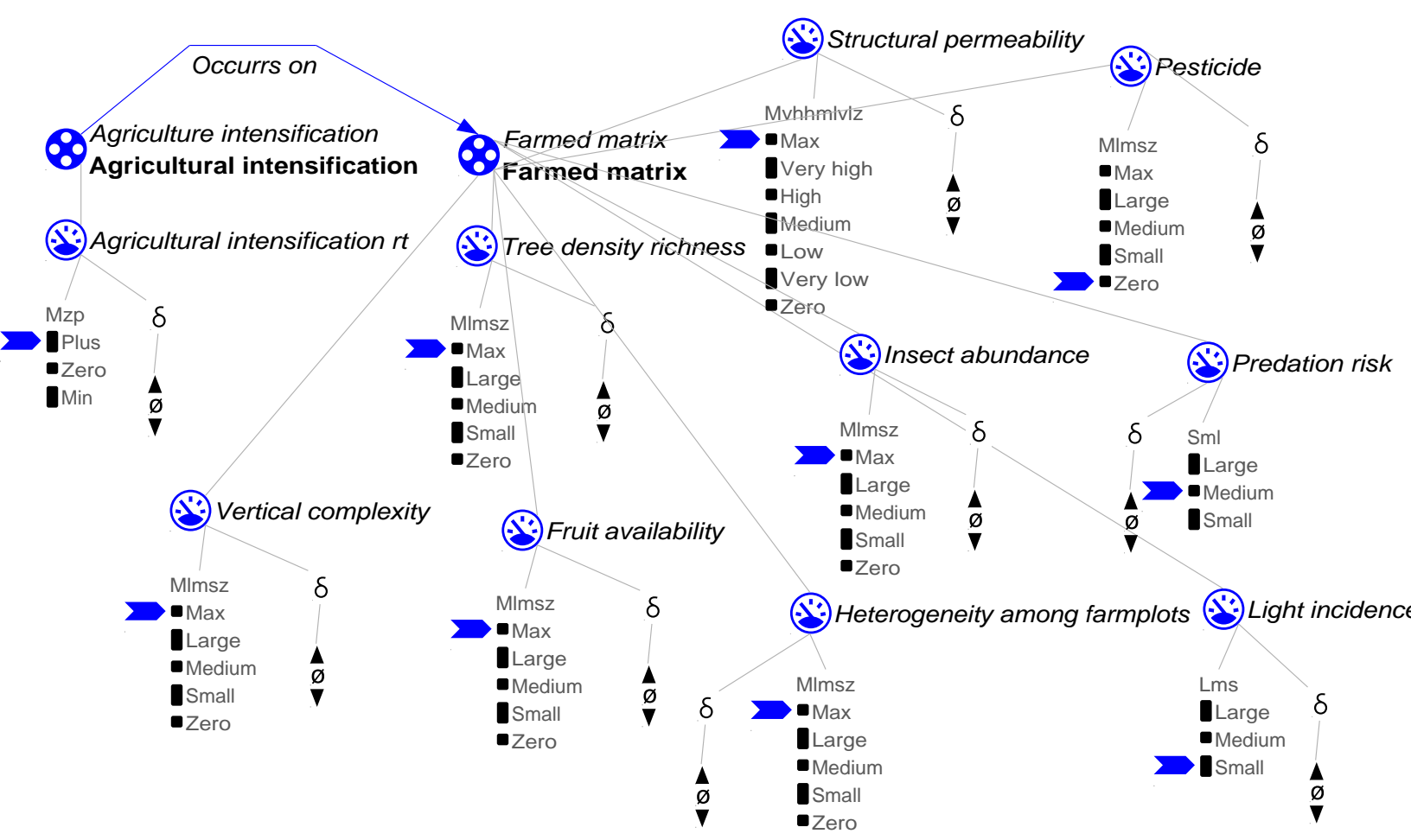




Figure 4



K assume vertical complexity define insect derivate

I assume vertical complex heterog tree pesticide corresp

Figure 5

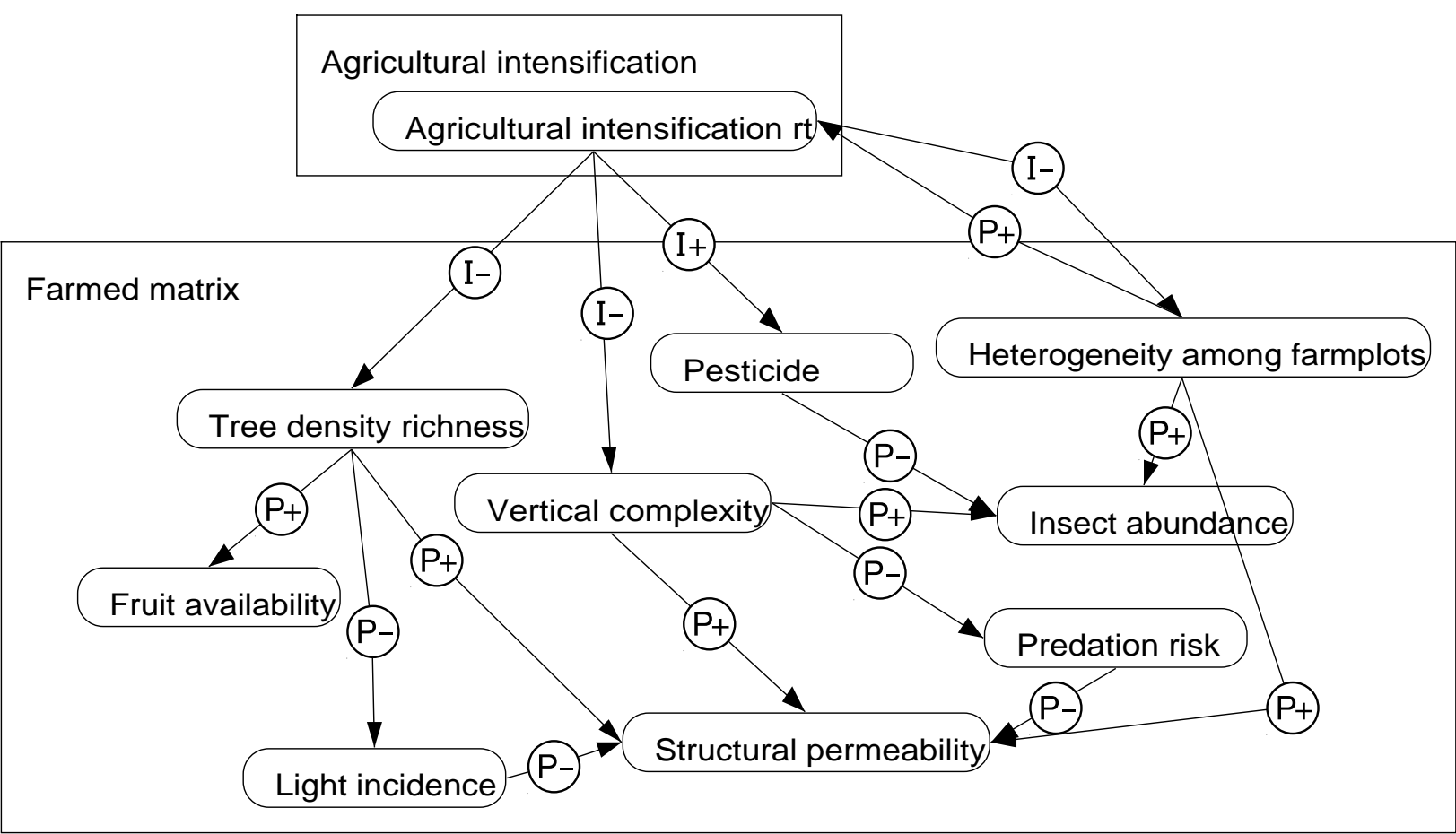


Figure 6

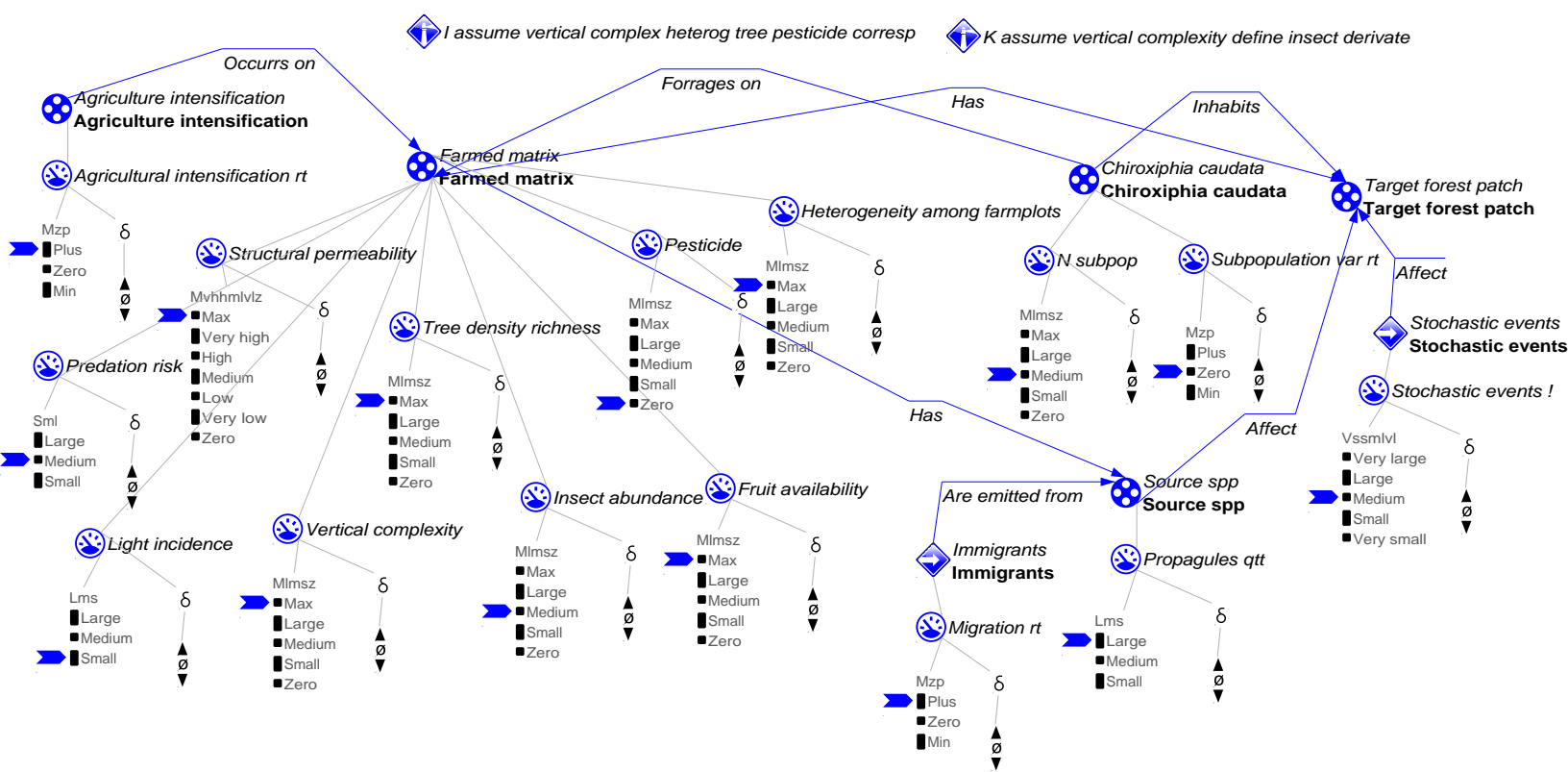


Figure 7

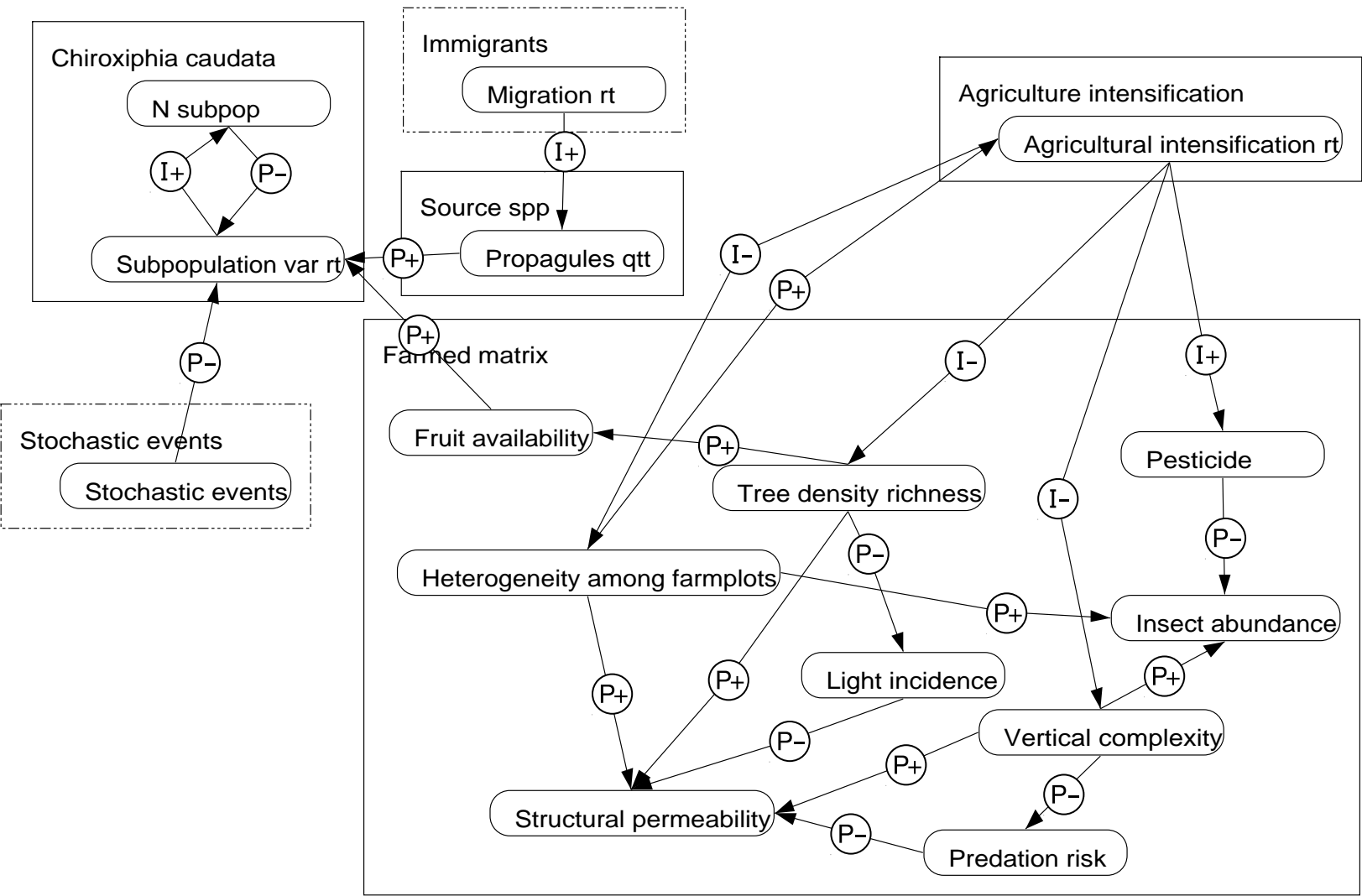


Figure 8

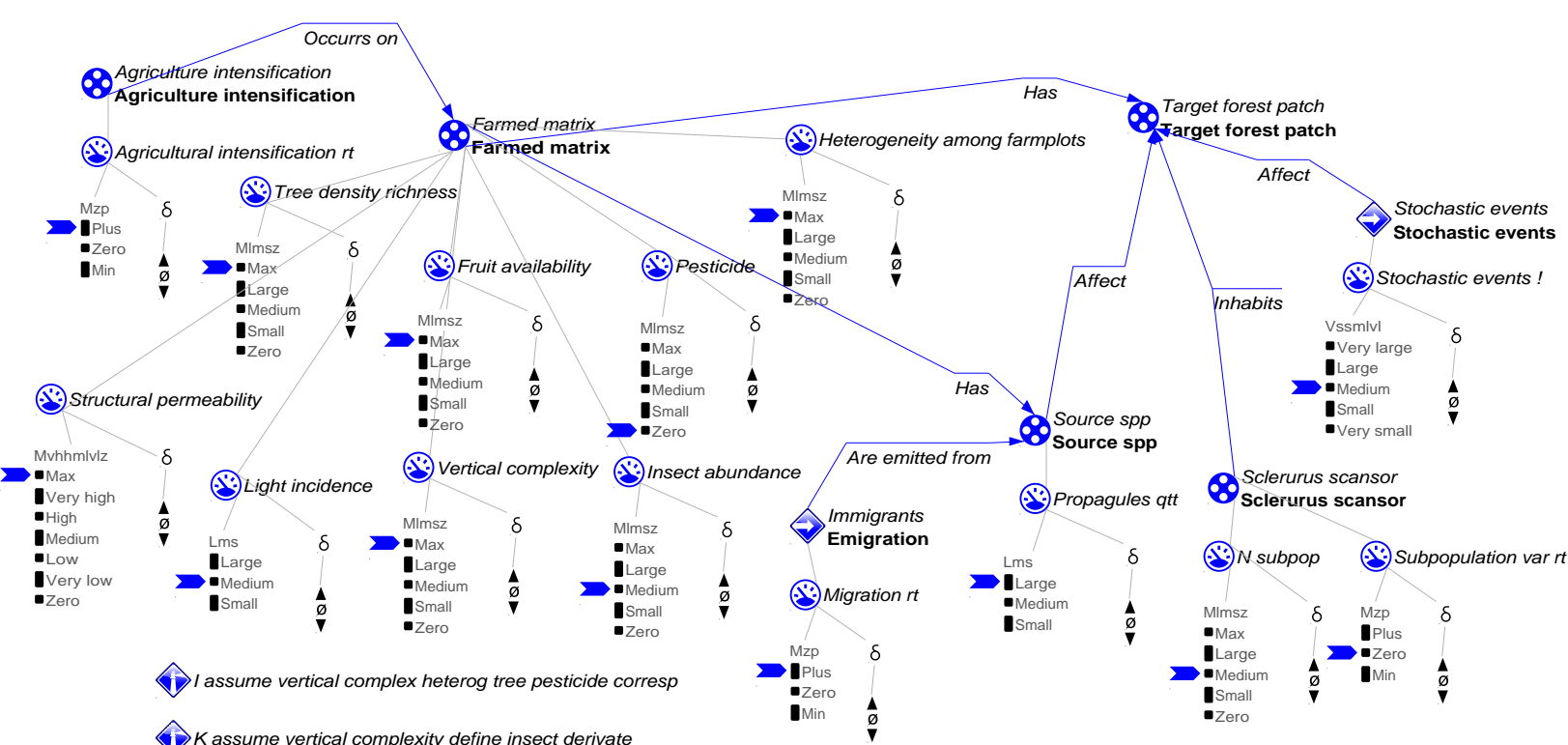
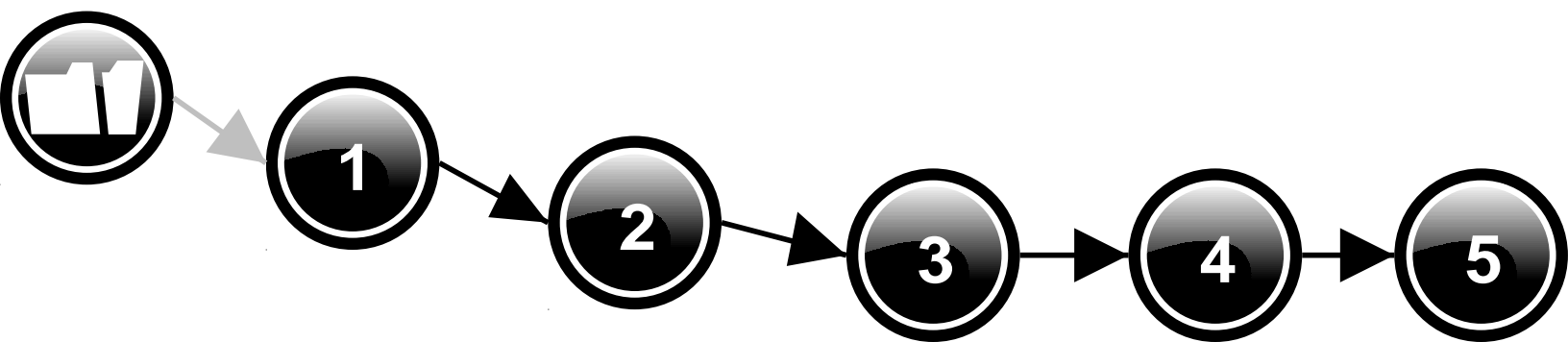


Figure 9



# Farmed matrix: Vertical complexity

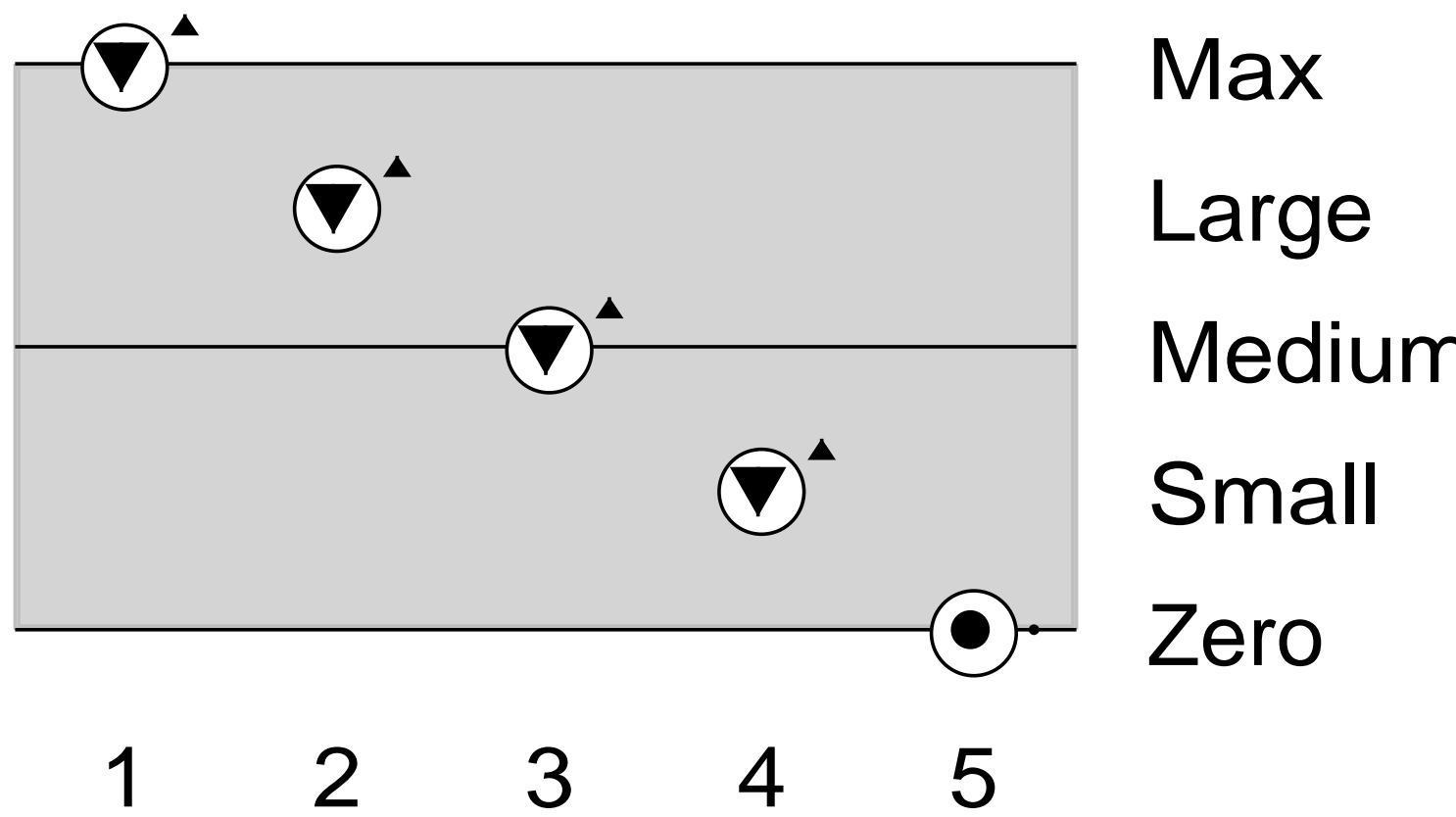
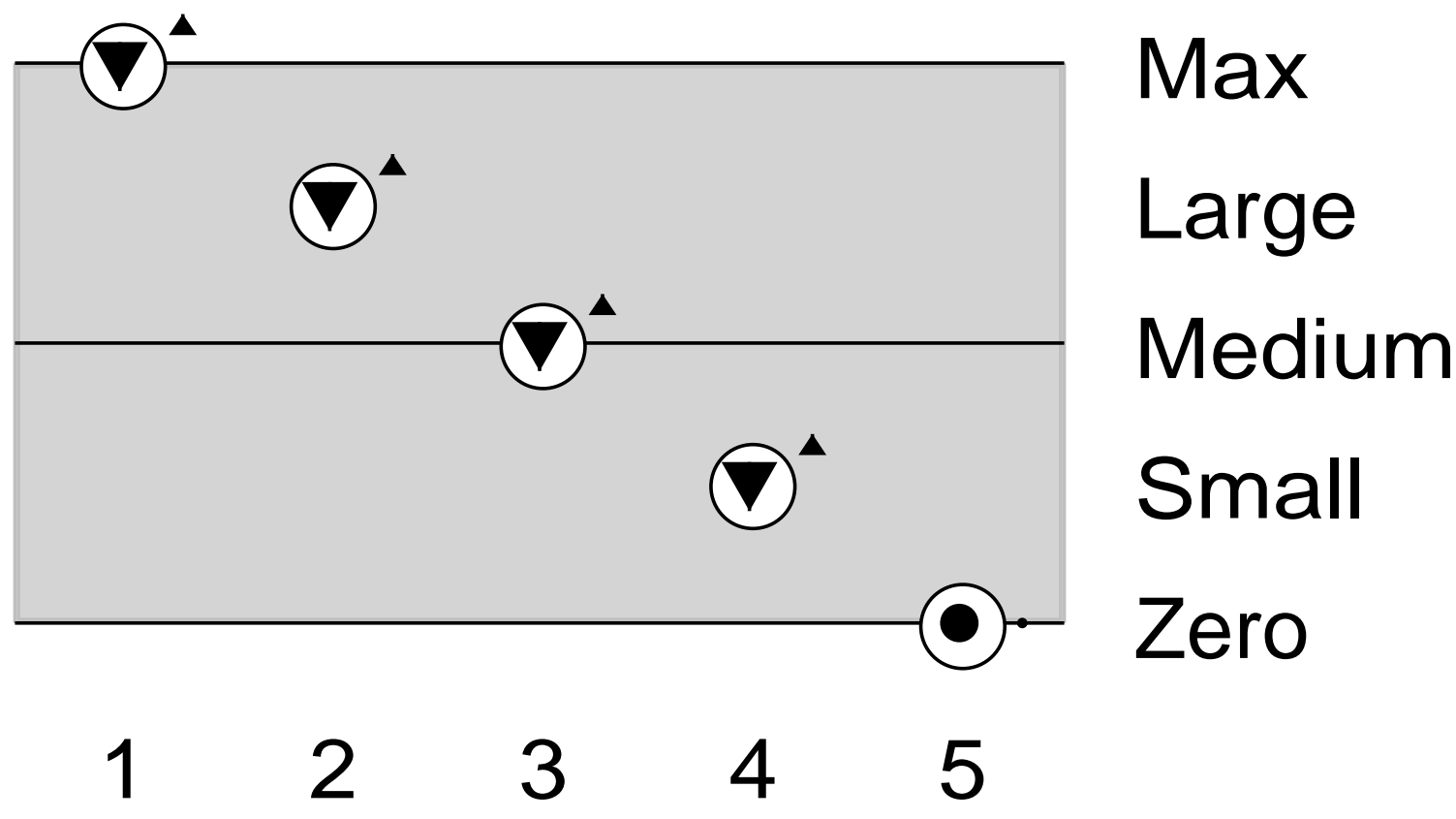


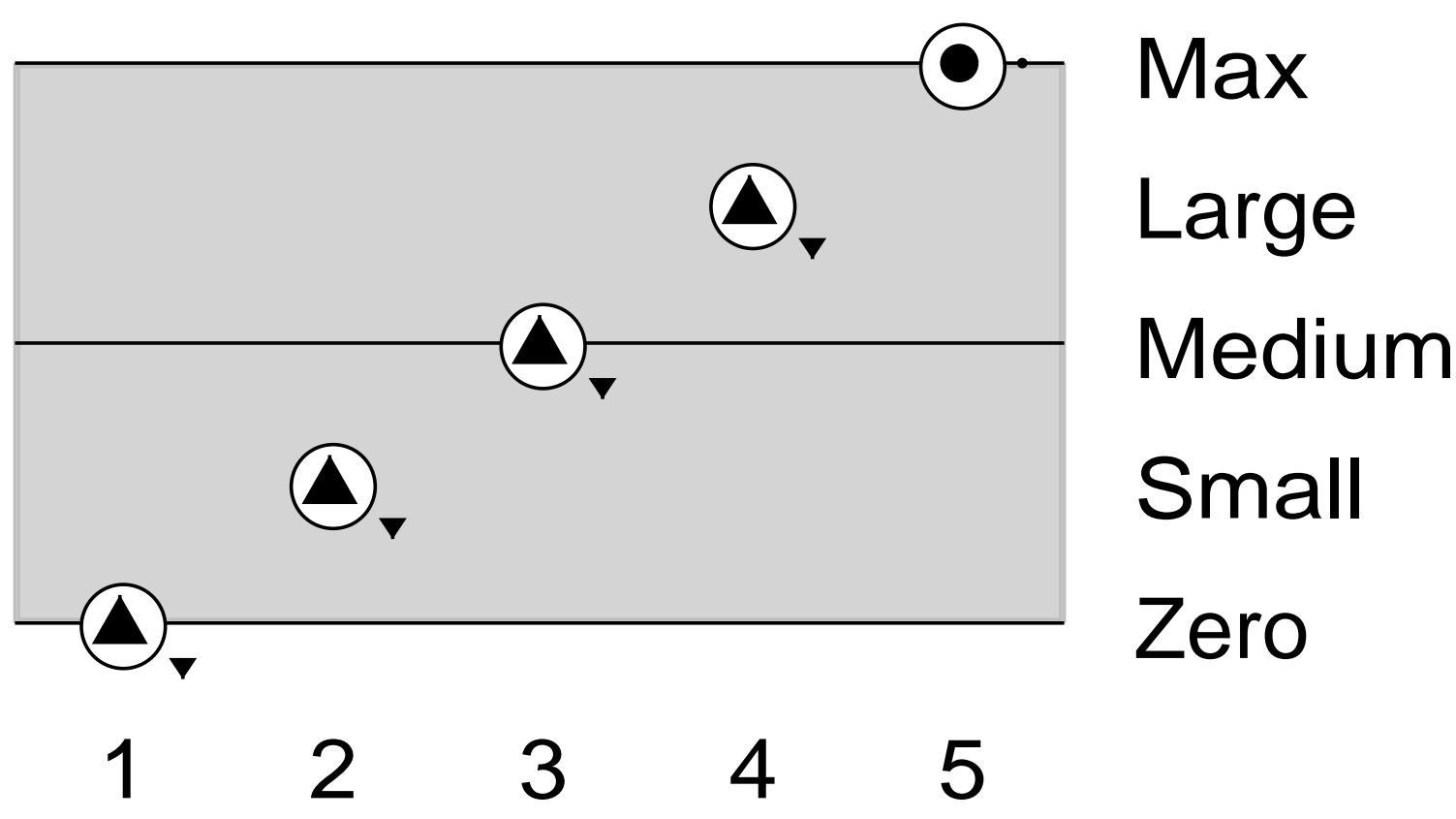
Figure 10b

# Farmed matrix: Tree density richness

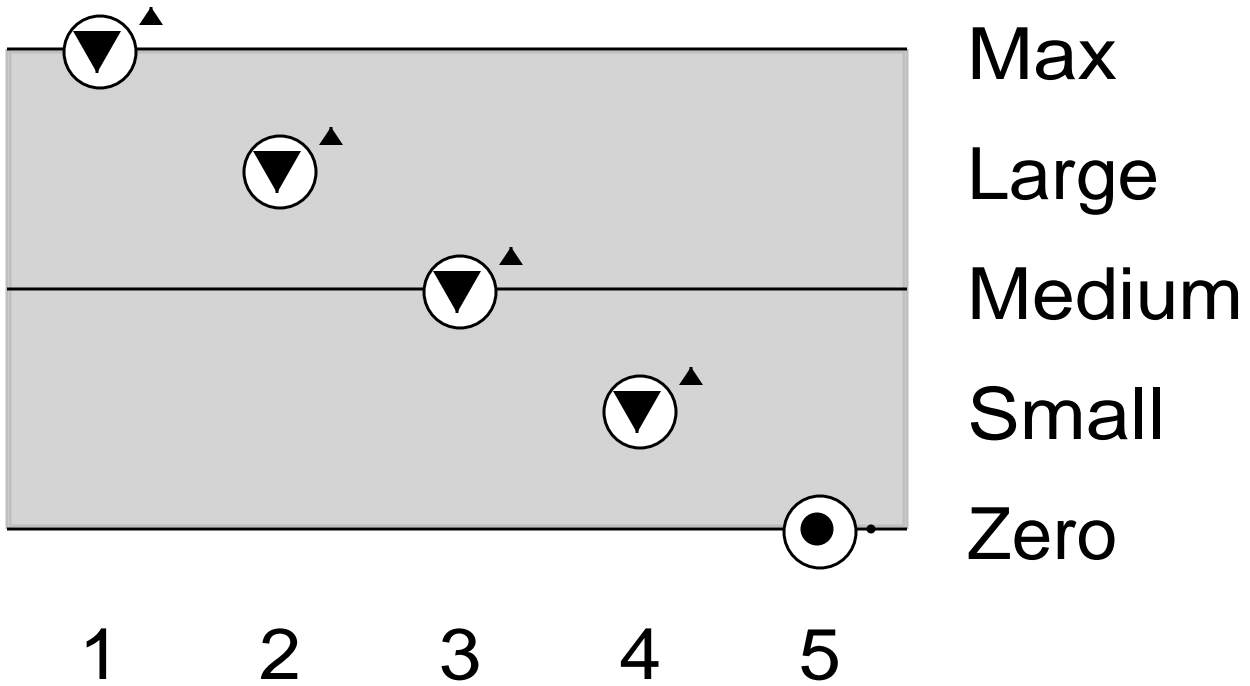




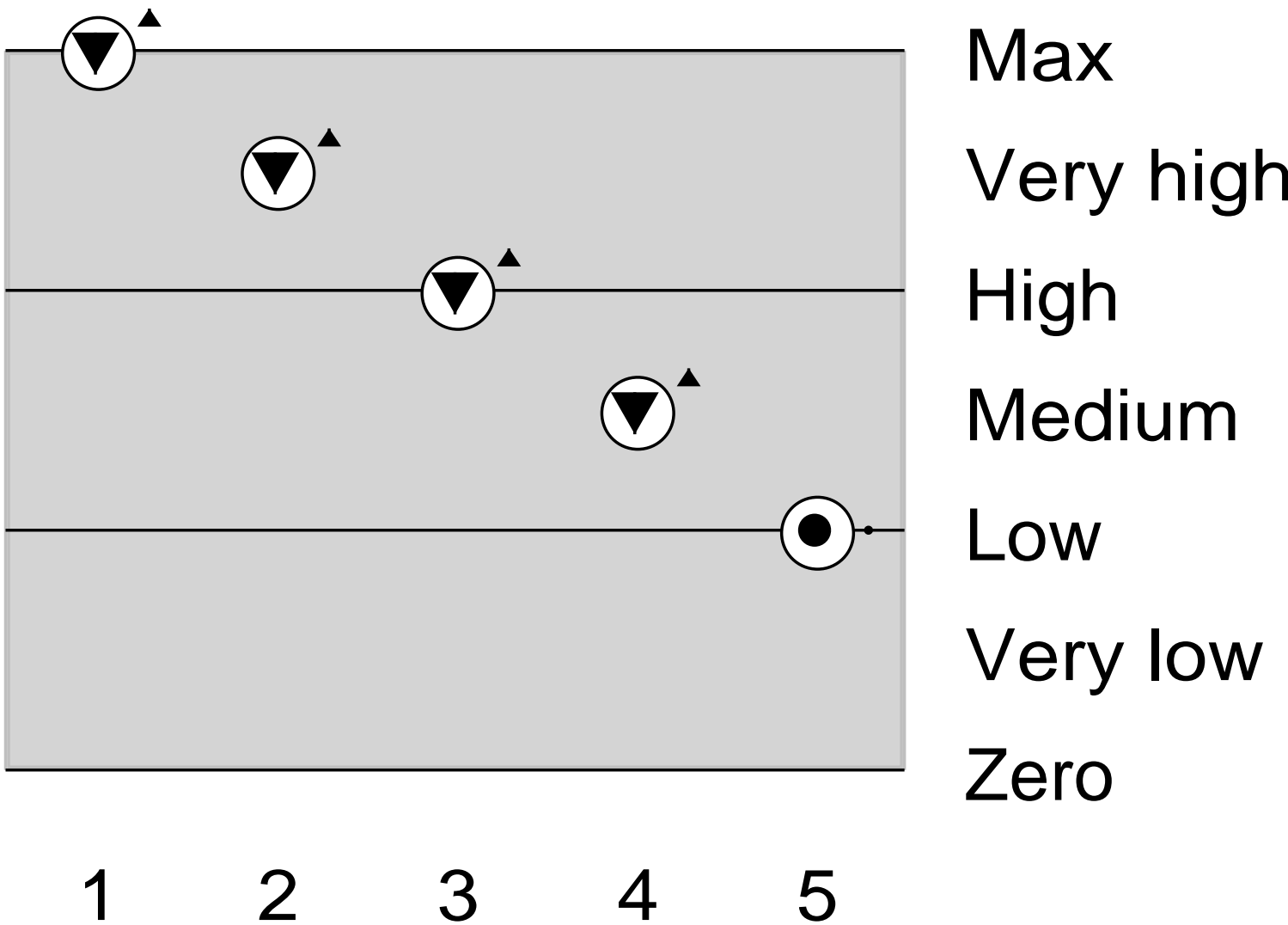
# Farmed matrix: Pesticide



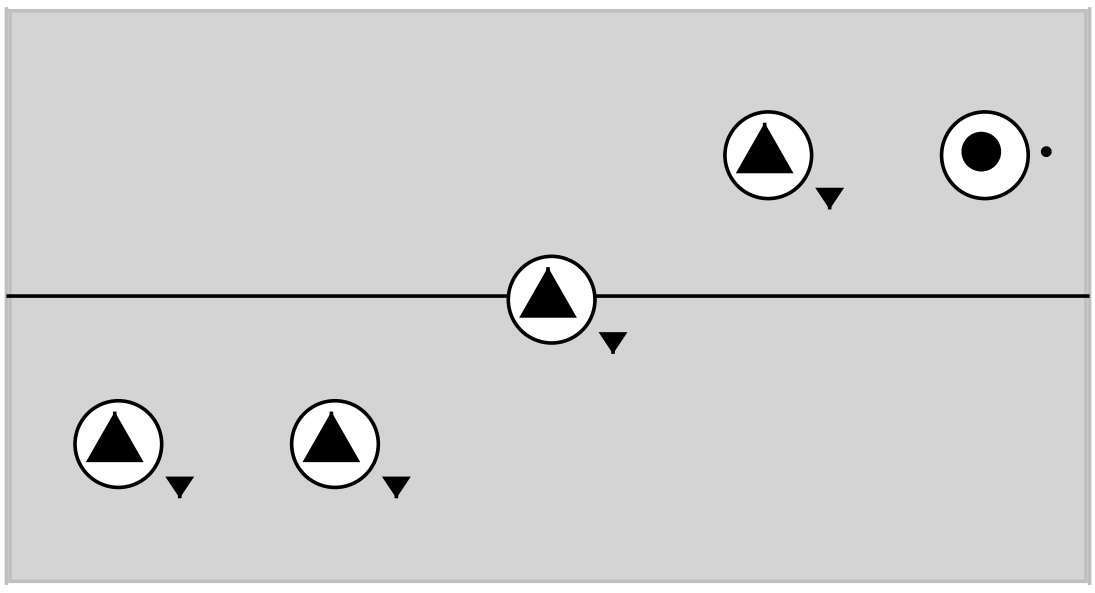
# Farmed matrix: Heterogeneity among farmplots



# Farmed matrix: Structural permeability



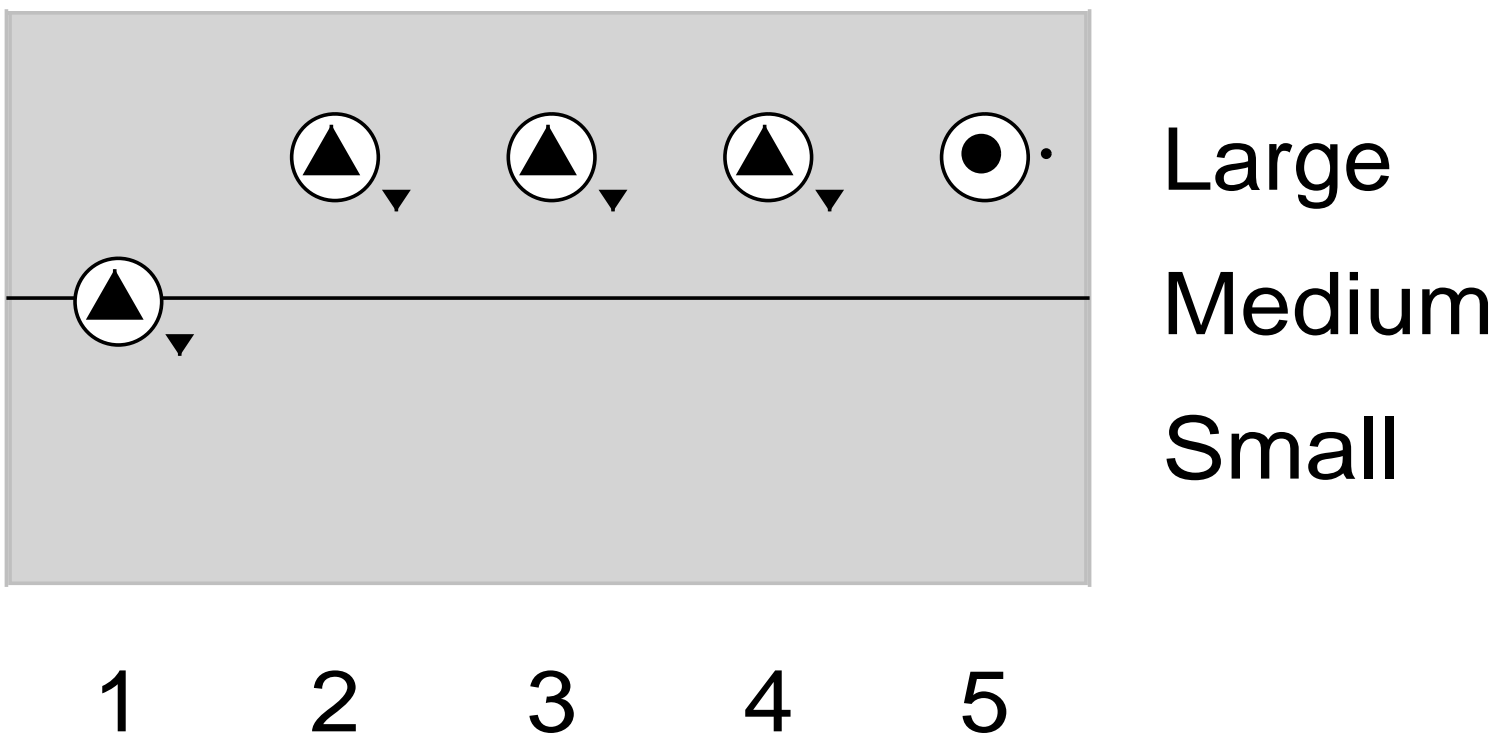
# Farmed matrix: Light incidence



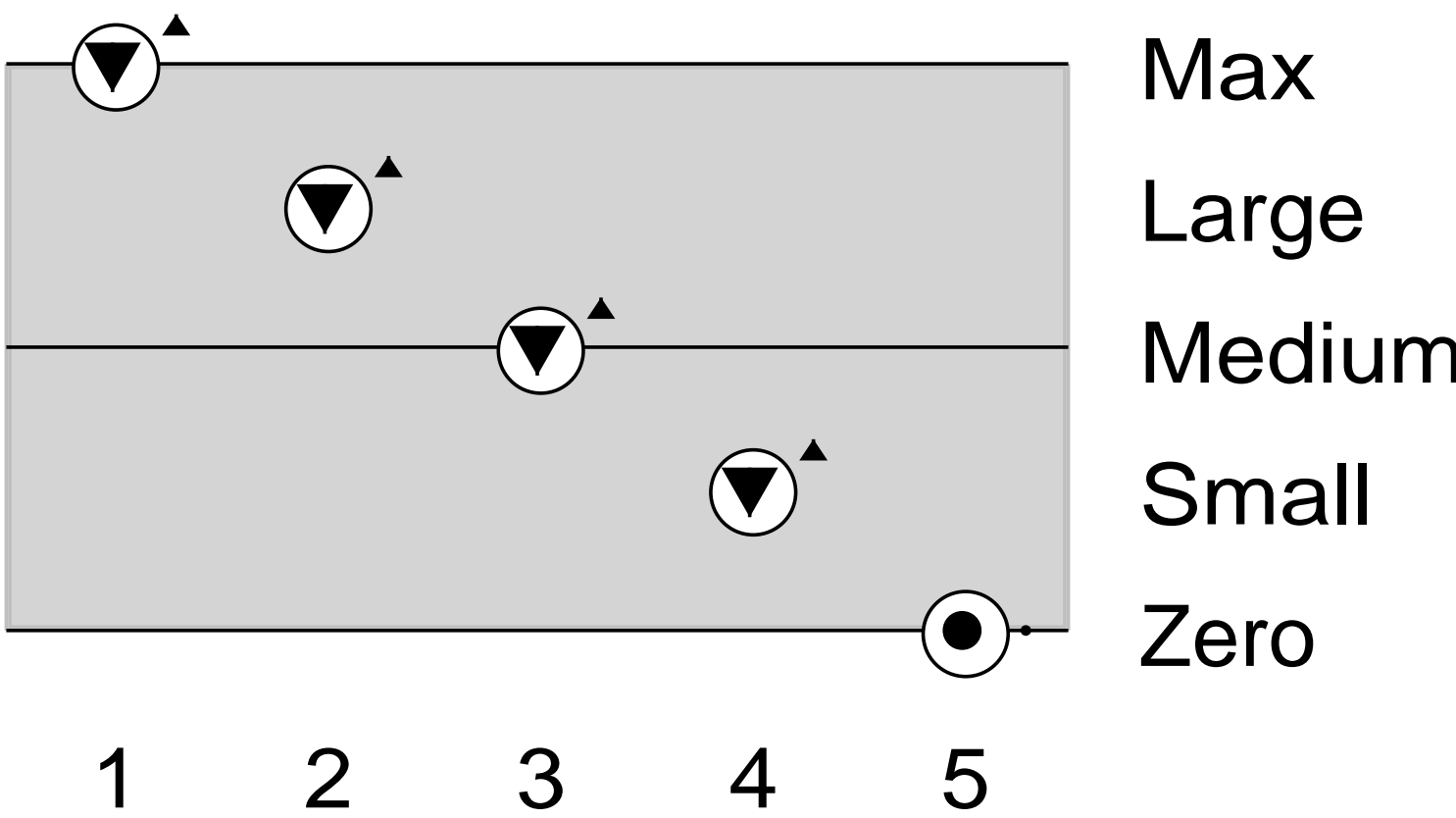
Large  
Medium  
Small

1 2 3 4 5

# Farmed matrix: Predation risk



# Farmed matrix: Insect abundance



# Farmed matrix: Fruit availability

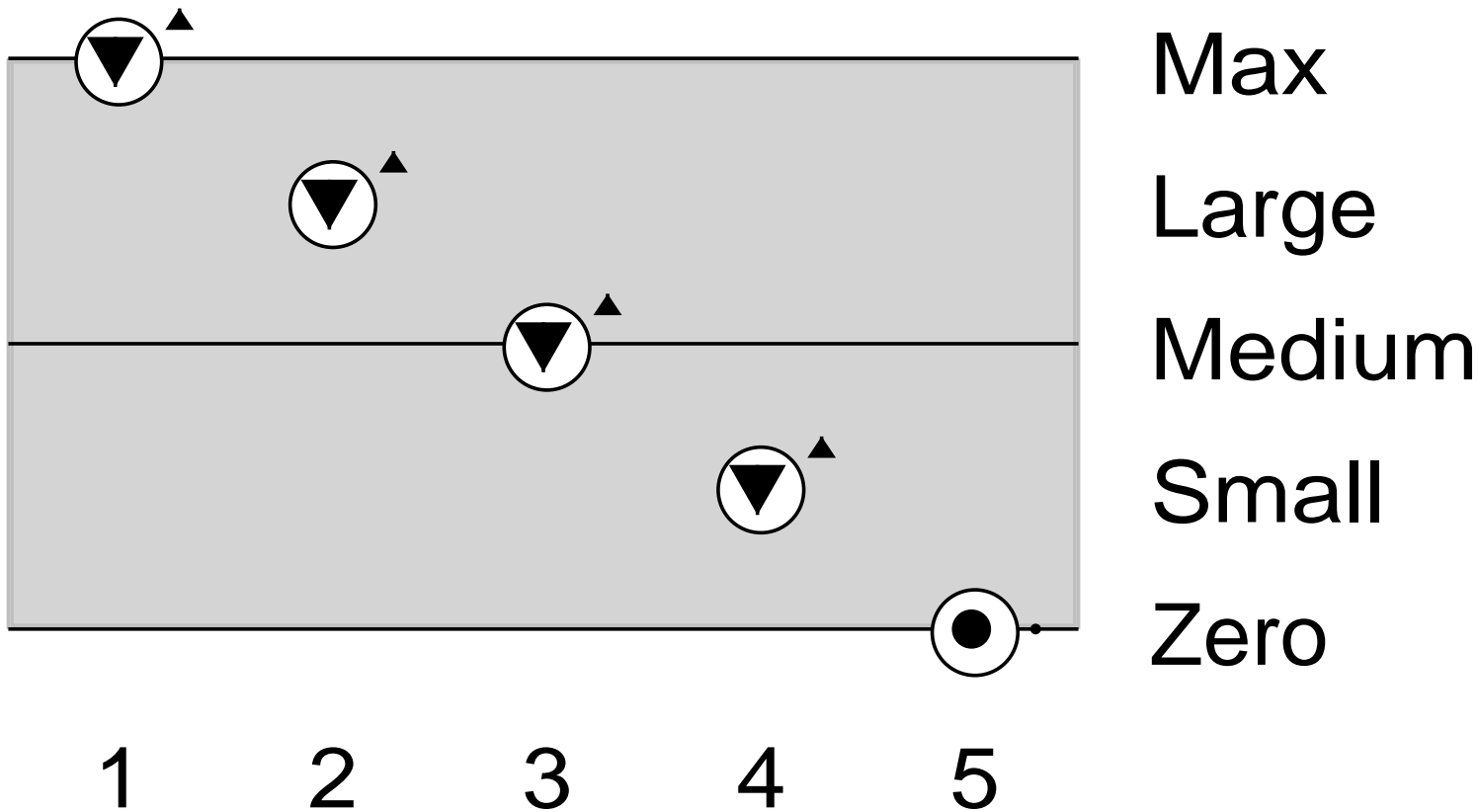
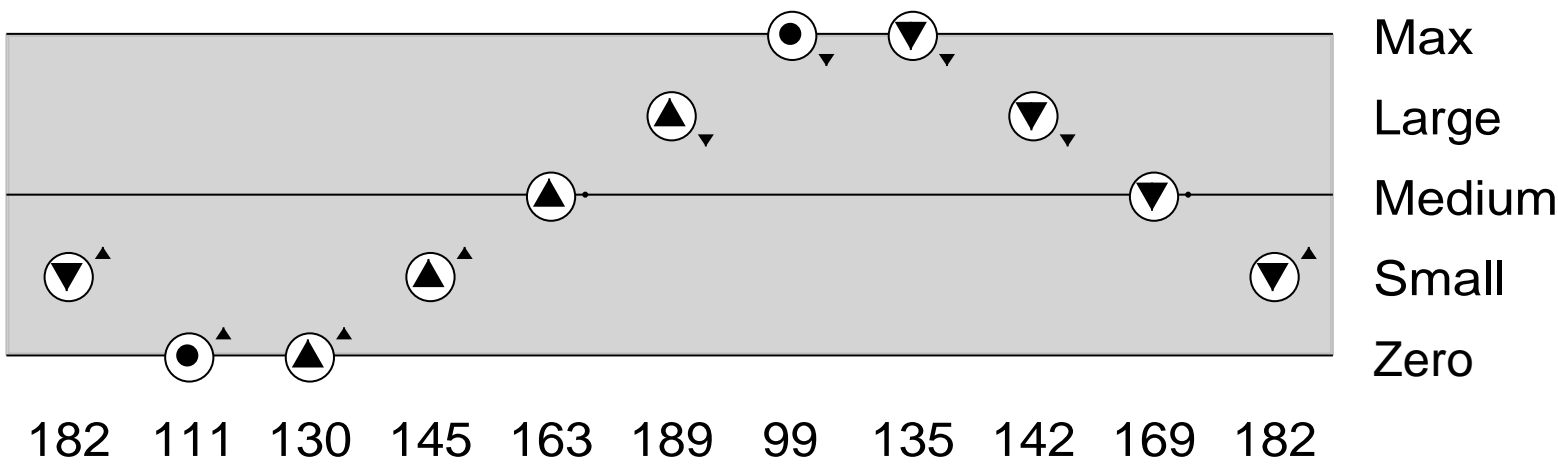
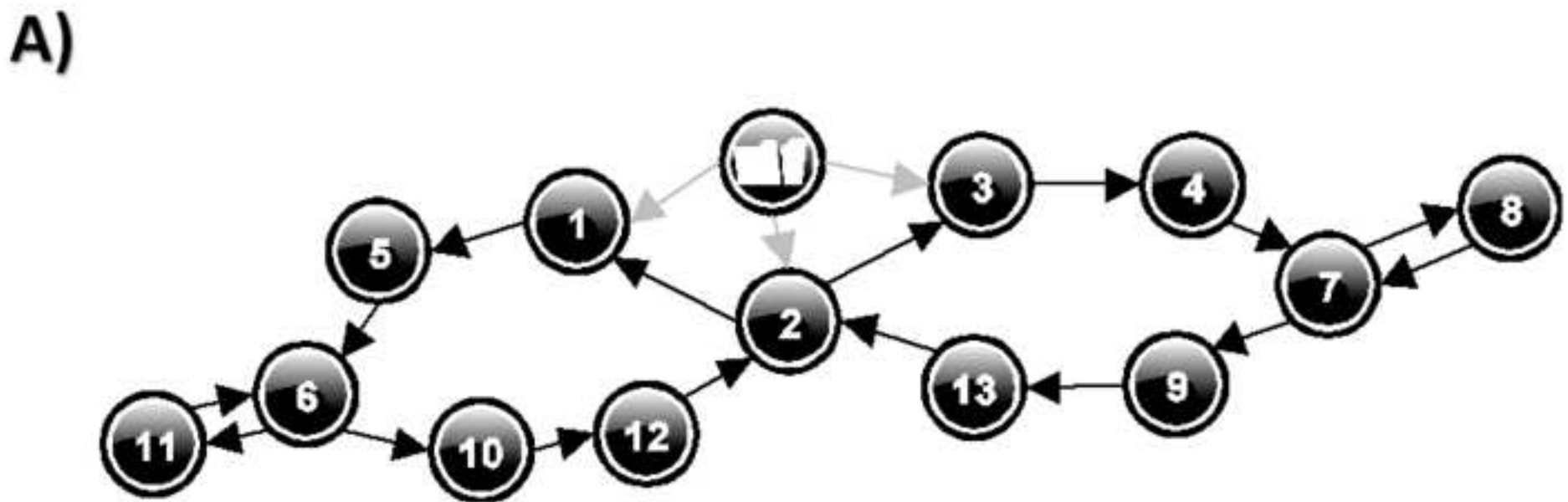


Figure 11

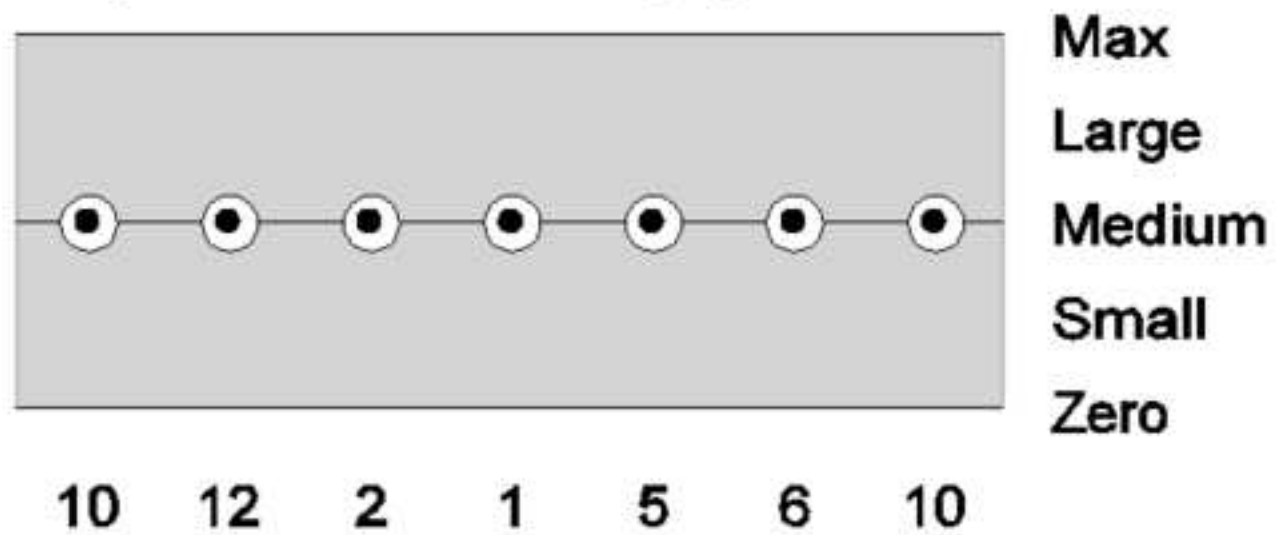
Chiroxiphia caudata: N subpop

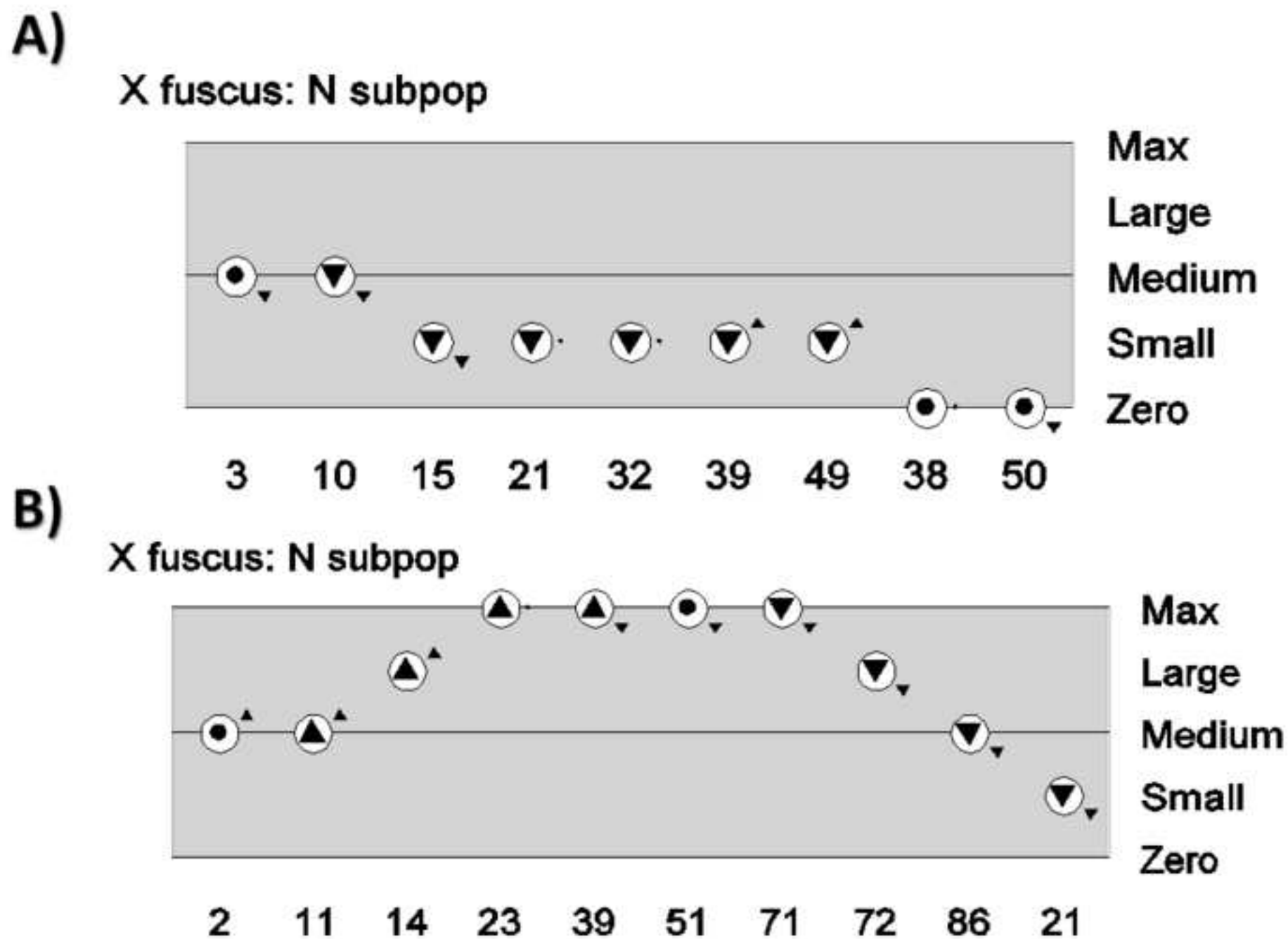


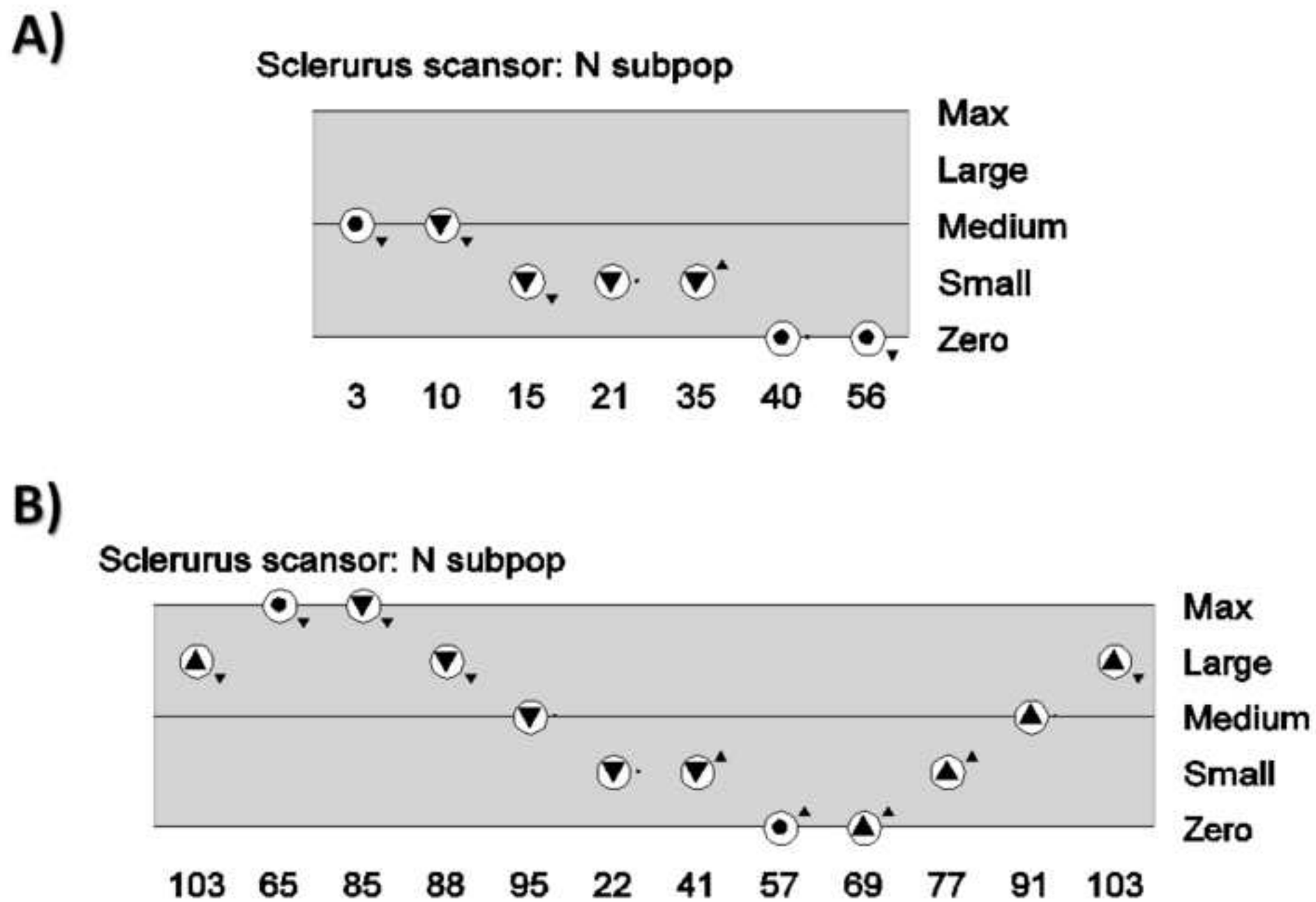




B)  
**Chiroxiphia caudata: N subpop**







## Tables

**Table 1:** Entities/agents and the configurations to which they are associated

Entities/agents	Configurations	Entities
<i>Chiroxiphia caudata</i>	inhabits	Target forest patch
<i>Pyriglena leucoptera</i>	inhabits	Target forest patch
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	inhabits	Target forest patch
<i>Sclerurus scansor</i>	inhabits	Target forest patch
<i>Pyriglena leucoptera</i>	forages on	Farmed matrix
<i>Chiroxiphia caudata</i>	forages on	Farmed matrix
Emigrants	are emitted from	Source spp.
Farmed matrix	has	Source spp.
Farmed matrix	has	Target forest patch
Source spp.	affect	Target forest patch
Stochastic events	affect	Target forest patch
Agriculture intensification	occurs on	Farmed matrix

**Table2:** Entities and agents with the associated variables

Entity/Agent	Associated quantities
Farmed matrix	<i>Light incidence, Structural permeability, Fruit availability, Insect abundance, Pesticide, Vertical complexity, Heterogeneity among farm-plots, Tree density and richness, Predation risk</i>
Agriculture intensification	<i>Agriculture intensification rate</i>
Stochastic events	<i>Stochastic events</i>
Source spp	<i>Propagules quantity</i>
<i>P. leucoptera</i>	<i>N subpopulation, Subpopulation variation rate</i>
<i>X. fuscus</i>	<i>N subpopulation, Subpopulation variation rate</i>
<i>S. scansor</i>	<i>N subpopulation, Subpopulation variation rate</i>
<i>C. caudata</i>	<i>N subpopulation, Subpopulation variation rate</i>
Immigrants	<i>Migration rate</i>

**Table 3:** Variables used in the model, their basic definition and associated quantitative spaces

<b>Quantities</b>	<b>Quantitative spaces</b>	<b>Definition</b>
<i>Agricultural intensification rate</i>	Zero and Plus	Rate to which intensive agricultural practices are added or subtracted to the system.
<i>Fruit availability</i>	Zero, Small, Medium, Large and Maximum	Relative amount of fleshy fruits available in the Farmed matrix.
<i>Heterogeneity among farm-plots</i>	Zero, Small, Medium, Large and Maximum	Relative degree to which farm-plots vary among themselves regarding crop species. (beta diversity of crops).
<i>Insect abundance</i>	Zero, Small, Medium, Large and Maximum	Relative abundance of arthropod in Farmed Matrix.
<i>Light incidence</i>	Small, medium and large	Relative amount of light that reach ground in the Farmed matrix.
<i>Migration rate</i>	Zero and Plus	Rate to which propagules are emitted from Source spp..
<i>N subpopulation</i>	Zero, Small, Medium, Large and Maximum	The number of individuals in the subpopulation of a given bird species inhabiting the Target forest patch.
<i>Pesticide</i>	Zero, Small, Medium, Large and Maximum	Relative amount of pesticide to which Farmed matrix is subjected.
<i>Predation risk</i>	Small, Medium and Large	Perceived and actual risk of the bird being preyed in the Farmed matrix.
<i>Propagules quantity</i>	Small, Medium and Large	Relative amount of individuals of the four bird species that emigrate from Source sp and arrive successfully in Target forest patch.
<i>Stochastic event</i>	Very small, Small, Medium, Large and Very large	Relative degree to which bird subpopulations suffer from environmental and demographic stochastic variations.
<i>Structural permeability</i>	Zero, Very low, Low, Medium, High, Very high and Maximum	Matrix permeability is defined in terms of physical and biological characteristics that facilitate or render the flux of propagules through it. The term 'Structural' was used to distinguish the matrix physical characteristic from the species-specific

<i>Subpopulation variation rate</i>	Minus, Zero and Plus	perception. Direction to which <i>N subpopulation</i> is varying.
<i>Tree density and richness</i>	Zero, Very low, Low, Medium, High, Very high and Maximum	Relative density and richness of trees in the Farmed matrix.
<i>Vertical complexity</i>	Zero, Small, Medium, Large and Maximum	Amount of vegetation layers that enhance vertical heterogeneity at local scale.

**Table 4:** How colonization by the different species respond to matrix permeability

<b>Species</b>	<b>Condition (If <i>Structural permeability</i>...)</b>	<b>Effects on <i>Subpopulation variation rate</i></b>
<i>C. caudata</i>	-----	Yes
<i>P. leucoptera</i>	... is equal or greater to Low	Yes
	... is smaller than Low	No
<i>X. fuscus</i>	... is equal or greater to High	Yes
	... is smaller than High	No
<i>S. scansor</i>	... is equal or greater to High	Yes
	... is smaller than High	No

**Table 5:** How *Stochastic event* on the Target patch differently affects selected species

<b>Species</b>	<b>Condition (If <i>Stochastic event</i>...)</b>	<b>Effect on <i>Subpopulation variation rate</i></b>
<i>C. caudata</i>	...is equal or greater to Medium	Yes
	...is smaller than Medium	No
<i>P. leucoptera</i>	...is equal or greater to Medium	Yes
	...is smaller than Medium	No
<i>C. lineata</i>	...is equal or greater to Medium	Yes
	...is smaller than Medium	No
<i>X. fuscus</i>	...is equal or greater to Medium	Yes
	...is smaller than Medium	No
<i>S. scansor</i>	-----	Yes

**Table 6:** Summary of the general trends of how *N subpopulational* of species responds to intensive and non-intensive management of the Farmed matrix.

<b>Species</b>	<b>Intensive management</b>	<b>Non- intensive practices are maintained</b>
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Initial states: Total states : 203	Initial states:3 Total states: 13
Main trends	Extinction/recolonization (cycle) Stabilize at Maximum (cycle)	Stabilize at Medium (cycle)
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Initial states:9 Total states:137	Initial states:3 Total states: 13
Main trends	Stabilize at Maximum (cycle) Extinction/recolonization (cycle)	Stabilize at medium (cycles)
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Initial states:5 Total states: 72	Initial states:5 Total states: 102
Main trends	Stabilize at Maximum (no cycle) Stabilize at Small (no cycle) Extinction/Recolonization (cycle) Extinction (no cycle)	Extinction/recolonization (cycle) Stabilize at Maximum (cycle) Stabilize at Small (no cycle)
<i>Sclerurus scansor</i>	Initial states:5 Total states: 88	Initial states:5 Total states: 114
Main trends	Stabilize at Maximum (no cycle) Extinction/recolonization (cycle) Stabilize at small (cycle) Extinction (no cycle)	Stabilize at Maximum (cycle) Extinction/colonization (cycle) Stabilize at Small (no cycle)





**Online supporting material: Appendix 1**

**Table 1:** Relevant ecological characteristics of the species and sensitivity to disturbs according to Stotz et al. 1995.

Species	Sensitivity to disturbs	Other relevant informations
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Low	Animals of this species have been recorded spontaneously crossing 130 m of pasture matrix (Uezu et al., 2005), while experiments using playbacks showed that birds are reluctant to cross more than 80 m of open matrix (Boscolo, 2007). The home-range of <i>C. caudata</i> varies from 1.6 to 15.6 ha and in an exceptional case, one female used 460 ha (Hansbauer et al., 2008). In spite of the apparent mobility in the landscape, this species has limited genetic flux and high genetic isolation between populations, even in the continuous forest without geographical barriers (Francisco et al., 2007).
<i>Conopophaga lineata</i>	medium	Populations of fragments have bigger tarsus and larger wings, which may enhance higher dispersal abilities (Dantas et al., 2009) suggesting that, despite of the fact that this species can be found in very small forest patches (Ribon, 1998), fragmentation have morphological effects on populations. Populations from fragments have also greater fluctuating asymmetry (morphological differences between left and right body side) suggesting that populations of small fragments are

---

		less “healthy” when compared to populations inhabiting large forest tracks (Anciães and Marini, 2000).
<i>Pyriglena leucoptera</i>	medium	Contradictory results show that this species does not occur on small to medium (<60 ha) forest patches in some localities (Christiansen and Pitter 1997). On the other hand, in some other places it may occur in forest fragments larger than 4 ha (Ribon 1998). <i>P. leucoptera</i> has the ability to spontaneously cross 60 meters in pasture matrix (Uezu et al. 2005). However, playback experiments showed that this species avoids crossing up to 45 meters in open habitats (Awade 2009).
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Medium-to-high*	In some localities, the species does not occur in forest fragments smaller than 10 ha (Maldonado-Coelho and Marini 2000). Soares e dos Anjos, (1999) found this species in a fragment of 650 ha, but not in patches smaller than this. However, Piratelli and colleagues (Piratelli et al., 2008) found it in forest fragments larger or equal to 4 ha. The presence of this species in forest patches is affected by the distance of the nearest neighbor (Ribon, 1998). It has limited capability of gap-crossing, so that birds avoid crossing more than 100 m in a single flight (Boscolo et al., 2008).
<i>Sclerurus scansor</i>	High	A study in Argentina showed that this species does not occur in fragments smaller than 100 ha (Giraundo et al., 2008). Antunes (2005) recorded the local extinction of this species in a 1450 ha forest fragment. Despite of these results, this species have been recorded in 8 ha forest fragments (Neto et al., 1998) and in small riparian

---

---

forest (M<sup>Â</sup> Marini, personal communication). Contradiction is even greater because this species avoids edges (Hansbauer et al., 2010) which should constrain its establishment in small fragments. Concerning dispersal range, capture-recapture studies recorded this species crossing 150m in a savanna matrix (Marini, 2010).

---

\*Although Stoz et al. (1995) consider it a species “highly sensitive to disturbs”, we classify it in a lower category of relative sensitivity to differ it from *S. scansor* which is notably more sensitive than the former (personal observation)

#### **Additional references**


- Anciães, M., Marini M.Â., 2000. The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of tropical forests. *J. Appl. Ecol.* 37, 1013-1028.
- Antunes, A.Z., 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Ararajuba* 13(1), 47-61.
- Awade, M., 2009. Padrões de movimentação de uma espécie de aves em paisagens fragmentadas e seus efeitos para a conectividade funcional: uma abordagem hierárquica (Mestrado). São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Boscolo, D., 2007. Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. (Thesis) São Paulo: University of São Paulo.
- Christiansen, M., Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80, 23-33.

- Dantas, G., Santos, F., Marini, M.Â., 2009. Razão sexual e características morfológicas do chupa-dente, *Conopophaga lineata* (Aves, Passeriformes) em fragmentos da Mata Atlântica. *Iheringia, Sér. Zool.* 199, 115-119.
- Francisco, M.R., Gibbs, H.L., Galetti, M., Lunardi, V.O., Galetti Jr., P., 2007. Genetic structure in a tropical lek-breeding bird, the blue manakin (*Chiroxiphia caudata*) in the Brazilian Atlantic Forest. *Mol. ecol.* 16(23), 4908–4918.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *J. Tropic. Ecol.* 24(03), 291–299.
- Neto, S., Venturini, N., Filho, A., Costa, F., 1998. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFLA. *Rev. Bras. Biol.* 48(3), 463-472.
- Maldonado-Coelho, M., Marini, M.Â., 2000. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *Condor.* 102(3), 585–594.
- Piratelli, A., Andrade, V.A., Lima-Filho, M. 2008. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. *Iheringia Sér. Zool.* 217–222.
- Ribon, R., 1998. Fatores que influenciam a distribuição da avifauna em fragmentos florestais de Mata Atlântica nas Montanhas de Minas Gerais (Dissertation). Belo Horizonte: University of Minas Gerais.
- Soares, E.S., dos Anjos, L. (1999). Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitol. Neotropic.* 10, 61–68.



7.4. APÊNDICE VI: Prova para os autores do artigo *How do different agricultural management strategies affect bird communities inhabiting a savanna-forest mosaic? A qualitative reasoning approach* aceito para publicação no periódico *Agriculture, Ecosystems and Environment* após revisões

**AUTHOR QUERY FORM**

	<b>Journal:</b> AGEE	<b>Please e-mail or fax your responses and any corrections to:</b>
	<b>Article Number:</b> 4266	<b>E-mail:</b> <a href="mailto:corrections.esch@elsevier.thomsondigital.com">corrections.esch@elsevier.thomsondigital.com</a>
		<b>Fax:</b> +353 6170 9272

Dear Author,

Please check your proof carefully and mark all corrections at the appropriate place in the proof (e.g., by using on-screen annotation in the PDF file) or compile them in a separate list. Note: if you opt to annotate the file with software other than Adobe Reader then please also highlight the appropriate place in the PDF file. To ensure fast publication of your paper please return your corrections within 48 hours.

For correction or revision of any artwork, please consult <http://www.elsevier.com/artworkinstructions>.

Any queries or remarks that have arisen during the processing of your manuscript are listed below and highlighted by flags in the proof. Click on the 'Q' link to go to the location in the proof.

<b>Location in article</b>	<b>Query / Remark: <a href="#">click on the Q link to go</a> Please insert your reply or correction at the corresponding line in the proof</b>
	Reference(s) given here were noted in the reference list but are missing from the text – please position each reference in the text or delete it from the list.
	The reference given here is cited in the text but is missing from the reference list – please make the list complete or remove the reference from the text: Silva and Bates (2000), Benton (2003), Silva (1997), Stotz et al. (1995), Benton (2007), Stotz et al. (1996), Stratford and Stouffer (1999), Harrison (1991), Tubelis et al. (2004), Bustamante et al. (2010), Rodrigues and Carvalho (2001) and Vandermeer et al. (2008).
<a href="#">Q1</a>	Please confirm that given names and surnames have been identified correctly.
<a href="#">Q2</a>	Refs. Silva and Bates (2000), Benton (2003), Silva (1997), Stotz et al. (1995), Benton (2007), Stotz et al. (1996), Stratford and Stouffer (1999), Harrison (1991), Tubelis et al. (2004), Bustamante et al. (2010), Rodrigues and Carvalho (2001) and Vandermeer et al. (2008) are cited in the text but not provided in the reference list. Please provide them in the reference list or delete these citations from the text.
<a href="#">Q3</a>	Uncited references: This section comprises references that occur in the reference list but not in the body of the text. Please position each reference in the text or, alternatively, delete it. Any reference not dealt with will be retained in this section.
<a href="#">Q4</a>	As per the reference style of this journal, 'et al.' should not be used. In the following reference, please provide the names of all the authors: Balmford et al. (2005).
<a href="#">Q5</a>	Please provide publisher location for reference Carson (1962).
<a href="#">Q6</a>	Please provide publisher location for reference Stotz (1996).
<a href="#">Q7</a>	The given sentence seems to be incomplete. Please check for missing words and complete the sentence.
	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; display: flex; align-items: center;"> <span style="margin-right: 10px;">Please check this box if you have no corrections to make to the PDF file</span> <input type="checkbox"/> </div>



<b>Location in article</b>	<b>Query / Remark: <a href="#">click on the Q link to go</a> Please insert your reply or correction at the corresponding line in the proof</b>

Thank you for your assistance.



ELSEVIER

Contents lists available at [SciVerse ScienceDirect](#)

# Agriculture, Ecosystems and Environment

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/agee](http://www.elsevier.com/locate/agee)

## Highlights

### **How do different agricultural management strategies affect bird communities inhabiting a savanna-forest mosaic? A qualitative reasoning approach**

*Agriculture, Ecosystems and Environment xx (2012) xxx–xxx*

Fernando F. Goulart\*, Paulo Salles, Carlos H. Saito, Ricardo B. Machado

► A qualitative reasoning model to compare the impact of traditional and intensive farming on birds is presented. ► Intensive farming leads to decline of non-forest and forest specialist birds. ► Traditional farming destabilized non-forest, but had no significant impact on forest birds. ► Traditional farming is less impacting than intensive farming. ► Qualitative reasoning allows building predictive models using low resolution data.



Contents lists available at [SciVerse ScienceDirect](http://www.sciencedirect.com)

# Agriculture, Ecosystems and Environment

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/agee](http://www.elsevier.com/locate/agee)



## How do different agricultural management strategies affect bird communities inhabiting a savanna-forest mosaic? A qualitative reasoning approach

Q1 Fernando F. Goulart\*, Paulo Salles, Carlos H. Saito, Ricardo B. Machado

Institute of Biological Sciences, Graduate Program in Ecology, University of Brasília, Campus Darcy Ribeiro, 70.910-900 Brasília, DF, Brazil

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 27 July 2011

Received in revised form

17 September 2012

Accepted 21 September 2012

Available online xxx

#### Keywords:

Bird community dynamics

Cerrado

Garp3

Intensive agriculture

Landscape ecology

Qualitative reasoning

Traditional management

### ABSTRACT

Most of the world's biodiversity is threatened by agricultural intensification. Agricultural intensification also is considered as major human threat to one of the world's most threatened ecosystems, the Cerrado in Brazil. The Cerrado can be characterized as a natural mosaic of grasslands, woodlands, dry savannas and forests forming a naturally heterogeneous landscape representing the home for an enormous amount of endangered bird species. In this paper, we present a qualitative reasoning model to compare impacts of intensive farming and traditional management on bird communities inhabiting a mosaic of savanna-forest landscape in the Brazilian Cerrado ecoregion, by using non-numerical knowledge and explicit representation of causal relations. Three groups of bird species were represented, based on their distinct use of the forest-savanna mosaic: forest specialists, forest generalists and non-forest inhabitants. The qualitative model was built in Garp3, a qualitative simulation engine. The qualitative model was successful in representing the impacts of both agricultural systems on the bird groups, addressing advantages and disadvantages of this method. The model shows that intensive agriculture leads to non-forest and forest specialists decline, whereas forest generalists are kept stable. On the other hand, traditional management may lead to either a decline or maintenance of the non-forest and maintenance of both forest groups. Replacement of traditional management by intensive agriculture may negatively affect birds. Heterogeneity is a key process to maintain diversity in agricultural landscapes.

© 2012 Published by Elsevier B.V.

## 1. General introduction

### 1.1. Ecological background

Q2 The Cerrado is the largest, richest and possibly the most threatened tropical savanna in the world (Silva and Bates, 2000). It is characterized as a mosaic of grasslands, woodlands, dry savannas and forests forming a naturally heterogeneous landscape (Eiten, 1972). Due to this high levels of biodiversity and threats, where almost half of its 12,600 plants species are endemic (Mendonça et al., 2008), the region is considered as a world conservation hotspot (Myers et al., 2000). Despite this fact, the Cerrado has been historically neglected by conservation actions, and treated as a "forgotten ecosystem" (Marris, 2005). The fact that only 6.2% of the biome is maintained by protected areas (Myers et al., 2000) highlights this, and the need of increasing the number and size of the reserves is clear. Despite of it, in places where is not possible to establish parks because of social, political or historical factors, human activities with low impact should be encouraged.

Although the records of agriculture practices in the Cerrado dates around 6 hundred years ago (Ribeiro, 2005), modern intensive agriculture, especially soybeans plantations, are nowadays the main driver of habitat loss (Carvalho et al., 2009). As in other parts of the world, farmlands of the Cerrado have come through significant changes in the last 30 years. Technological advances have deeply impacted farming practices, biodiversity distribution and sociocultural aspects of farming (Goulart et al., 2009). Although many regions have changed into high-tech agriculture, many farmers still live in a traditional way, using farming practices not much different than centuries ago (Altieri, 2002). Still, modern agriculture is facing wide expansion and great part of the world farmlands are intensified or on their way to intensification (Balmford et al., 2005).

This is very clear in the Brazilian Cerrado ecoregion, where 556,000 km<sup>2</sup> is composed by intensive pasture and monocultures and 232,000 km<sup>2</sup> is composed by native pasturelands characterized by managements with low technological level, and this area is shrinking under the pressure of intensive farming expansion (IBGE, 1998; Diniz-Filho et al., 2009). The Cerrado has been also considered a 'strategic' region for the intensive production of soybeans and cattle for exportation, so that agribusiness expansion is predicted in the region for the next years (Klink and Machado, 2005).

\* Corresponding author. Tel.: +55 31 34966523.

E-mail address: [goulart.ff@gmail.com](mailto:goulart.ff@gmail.com) (F.F. Goulart).

Because a significant part (if not all) of the Cerrado is already altered by humans at some degree, to understand how different farming practices affect biodiversity is keynote to define strategic actions toward to its biodiversity conservation.

We aim at producing a qualitative model comparing the impacts of two farming practices on bird communities inhabiting mosaics of savanna and forest in a naturally patchy Brazilian Cerrado landscape. We also assess the predicted impact of both farming practices on three groups of bird species, classified according to different matrix uses.

## 1.2. Back ground on qualitative reasoning

Qualitative reasoning (Weld and de Kleer, 1990) is an area of Artificial Intelligence that provides techniques to build simulation models of physical systems and allows reasoning with scarce, imprecise and non-numerical data. This approach was chosen because the understanding of how different farming practices affect bird communities requires comprehension of different species dispersal ability, territory size and sensitivity to disturbances. Information about these topics in Cerrado areas is scarce, sparse and often documented in qualitative ways. Thus, sensitive numerical models cannot be developed based on the available data. So, conservationists, decision makers and policy makers are not able to formulate hypotheses or simulate the outcomes of alternative scenarios and management practices. Therefore, the present qualitative model focuses on the prediction of effects of different management practices (traditional vs. intensive) on birds using scarce and punctual data.

In qualitative models that adopt the Qualitative Process Theory (Forbus, 1984), continuous properties of the system objects (*entities*) are modeled as *quantities*. Relations between quantities include causal dependencies of two types: *direct influences* ( $I^+$  and  $I^-$ ) and *qualitative proportionalities* ( $P^+$  and  $P^-$ ). Direct influences represent processes and are assumed to be the initial cause of changes in the system and qualitative proportionalities are the effects of process propagation. Like number, a variety of qualitative representations of mathematical relationships have been developed (Forbus, 1996).

In qualitative reasoning models, relationships (both direct influences and proportionalities) have mathematical and causal meanings. Therefore, qualitative models use compositional qualitative mathematics for ordinary differential equations, which means that this technique uses a non-numeric mathematical reasoning. It also formally represents causality of complex systems through state dependent causal models.

## 2. Farming practices and effects on birds

Agricultural intensification is associated to the Green Revolution, a consequence of the expansion of the capitalist economy based on the replacement of traditional farming by mono-specific systems heavily dependent on the use of machinery, irrigation systems, fertilizers and pesticides (Altieri, 1999). Although each intensive crop system has a particular structure (e.g. single-species forestry stands are different from annual crop monocultures), most of them are based on the same basic principles: high input and output of energy and matter (Angelsen and Kaimowitz, 2001) and low spatial-temporal heterogeneity (Benton, 2003). Impact of agricultural intensification on biodiversity is widely recognized as one of most significant threats to biodiversity worldwide (Benton et al., 2003; Donald and Evans, 2006). Agricultural intensification negatively impacts in-farm biodiversity through use of pesticide, farm size reduction and heterogeneity reduction. Concerning biodiversity that lives in adjacent areas to agricultural systems, agriculture

intensification leads to the decrease of landscape permeability to species fluxes (Perfecto and Vandermeer, 2010).

One of the most well documented impacts refers to the consequences of pesticides on birds, described half a century ago (Carson, 1962). At a physiological level, pesticides increase the risk of egg breakage by reducing egg shell thickness (Ratcliffe, 1970; Mellink et al., 2009), as well as causing changes in brain activity (Busby et al., 1983). Consequently, pesticides may not only cause population decline of birds inhabiting the agrienvironment (Fuller et al., 1995; Brickle et al., 2000; Chamberlain et al., 2000), but also negatively affect species inhabiting adjoining forest areas (Cooper et al., 1990). Concerning spatial structure, agricultural intensification reduces heterogeneity at farm level, between farms, regions, and even between countries, leading to a severe biodiversity loss (Benton et al., 2003).

Intensification also tends to increase farm size and reduces crop diversity (Altieri, 1999). Farm management is related to its size, so that small farms mean that each farmer management decision is restricted to a smaller area (smaller farmed grain). In Europe, small farms are known to support more bird richness and bird territories, butterflies, bumblebees and herbaceous plant species in comparison to larger farms (Belfrage et al., 2005). In Brazil, agrarian reform carried out based on agroecological principles replacing large tracks of pasture with small home-gardens has favored forest bird species (Uezu et al., 2008; Goulart et al., 2011).

Finally, intensification leads to the decrease in farmed matrix permeability of organisms that inhabit native fragments in which it is embedded, declining connectivity of agricultural landscapes (Donald and Evans, 2006; Perfecto and Vandermeer, 2010). Nevertheless, empirical studies on how bird dispersion and colonization are affected by agricultural intensification are rare (Donald and Evans, 2006).

Traditional management, in turn, represents a wide range of non-intensive cropping and livestock systems. These systems are very diversified and unique in their structure, so that management is much dependent on biodiversity, local environmental conditions and cultural characteristics. Traditional management encompasses many different practices such as subsistence farming, raising cattle at low density on native grasslands, extractivism, home-gardens, non-tillage farming and agroforestry systems. Management of these systems is known to result in high-habitat heterogeneity, harboring higher levels of biodiversity in comparison to more intensive management practices (Perfecto et al., 1996; Greenberg et al., 1997; Faria et al., 2006; Marsden et al., 2006).

Classifying different management systems (intensive and non-intensive) in terms of an environmental impact gradient is keystone to land-use decision making at landscape scale. The status of bird species is particularly useful to assess ecological impact of different land use management system (Ormerod and Watkinson, 2000), since they provide sufficient data on abundance and richness that allows detailed analysis. Therefore, they can be used as bioindicators representing other groups. Furthermore, they play important ecosystem functions, such as plant dispersal, biological control, pollination (Sekercioglu, 2006).

The work here described aims at presenting a theoretical evaluation of impacts of intensive and traditional agriculture on birds inhabiting a forest-savanna mosaic in the Cerrado ecoregion. It also hypothesizes that qualitative reasoning models are able to capture main system behavior addressing issues of ambiguity and complexity, and could be used to better understand ecological patterns in agricultural landscapes.

Cerrado's bird species were divided in three groups based on their differential use of the forest-savanna mosaic: (a) forest specialist species, that inhabits forest but may migrate through the matrix; (b) forest generalist species, that may feed, breed and migrate through the matrix; and (c) non-forest specialist species,

that may feed and breed within the Cerrado matrix but do not occur in forest habitats. We followed the proposition of Silva (1997) for forest dependence and Stotz et al. (1995) for sensitivity to disturbances.

### 3. Methods

#### 3.1. General background

Current models on the ecological impact of farming mostly rely on numerical and quantitative relationships (e.g. Donald et al., 2001; Green et al., 2005). However, using numerical models is a difficult task as many ecosystems, particularly in tropical areas, basic biological knowledge and good quality numerical data are lacking. Basic ecological knowledge is also lacking in the case of the Cerrado region, which can be illustrated by the recent discovery of new bird species (Freitas et al., 2012). Because gathering detailed numerical data often takes too long and is very expensive, and the alarming biodiversity loss rates requires immediate actions, simple and predictive models for decision making are necessary (Balmford et al., 2005; Benton, 2007).

Qualitative Reasoning (QR) models can be an option to overcome this situation (Nuttall et al., 2009) Because data of ecological systems are incomplete, fuzzy, uncertain, sparse and non-formalized (Salles and Bredeweg, 2006), hampering the development precise numerical models, and considering that mathematical models do not capture well notions of causality and do not explicitly capture the structural details of the system being modeled, qualitative reasoning has been successfully used in conceptual ecological modeling (see the special issue of Ecological Informatics, 4(5–6): 261–412, 2009; Salles and Bredeweg, 2006; Salles et al., 2006). Qualitative reasoning is an area of Artificial Intelligence that creates representations for continuous aspects of the world, which support reasoning with qualitative and incomplete information (Forbus, 1984).

#### 3.2. Model development in Garp3

The model was implemented in Garp3 workbench ([www.garp3.org](http://www.garp3.org)), a simulation engine that uses most of the modeling elements of the Qualitative Process Theory (Forbus, 1984). In Garp3, the modeler defines the system structure by linking *Entities*, which are physical objects or abstract concepts that constitute the system, and *Agents* which are entities that influence, but are not influenced by the system. Continuous properties of the entities that are relevant for describing the dynamics of the system are represented as *Quantities*. These always have two values, *magnitude* (the ‘amount of stuff’) and *derivative* (the direction of change). The ordered set of possible values a quantity can assume is its *Quantity space*, which is composed by points interspaced by intervals. Points are landmark values, such as means, zero and thresholds and intervals encompass a range of possible quantitative values.

Garp3 uses a compositional modeling approach (Falkenhainer and Forbus, 1991), by which domain knowledge is encoded as standalone partial models called *model fragments*. A model fragment contains information about objects, relationships with other objects, quantities and their possible values, inequality statements, causal dependencies, situations and conditions for processes to start and stop. Given a specific scenario (with a description of the system structure and the initial values of specific quantities), model fragments are automatically combined by the reasoning engine in order to compose a running simulation model (Salles et al., 2006). Among the simulation outputs, Garp3 produces a *behavior graph*, which includes: *states*, defined as specific situations found in the

modeled system, described by a set of specific values of quantities that occur together, reflecting a qualitatively unique behavior; possible *state transitions* between those states which represent the behavior of a modeled system, resulting in a sequence, the *behavior graph*; *value history diagrams* describe how quantity values change throughout a sequence of states (Bredeweg et al., 2009); and the *causal model*, a diagram that combines all the direct influences and proportionalities represented in the set of active model fragments in each state. The causal models are a very useful tool because whenever there is an ambiguity, Garp3 produces multiple behavior paths, so that the modeler can inspect all possible behaviors of the system and find an explanation for these paths, based on the causality flow.

### 4. Detailed model description

#### 4.1. Dividing Cerrado's bird species into three groups

To understand the impact of farmland intensification on Cerrado's birds, three groups (species that share ecological characteristic and respond to environmental changes in a similar way) were defined according to bird species sensitivity to disturbances (Stotz et al., 1996) and relative dependence on forest habitat (Silva, 1995). These groups can be characterized as (A) forest specialists, (B) forest generalists and (C) non-forest specialist species (Table 1). Forest specialists are forest dependent species (Silva, 1995) with medium to high sensitivity to disturbances (Stotz et al., 1996). Species from group ‘A’ were assumed to breed and feed exclusively in forests, and may use the matrix as a pass-through during dispersion or home range movements. These are often composed by understory passerines insectivores (Stratford and Stouffer, 1999), species that show mixed-flock behavior (Maldonado-Coelho and Marini, 2004) and ant followers (Faria and Rodrigues, 2009). Large carnivores and frugivores exclusive from forest interior are also included in this category. Group ‘B’ is formed by species that show semi-dependence on forest habitat (Silva, 1995) and low to medium disturbance sensitivity (Stotz et al., 1996). These are often species that inhabit forests, but can use agricultural landscape as a part of their home range or breeding habitat (Tscharntke et al., 2008). These forest generalist species often show great habitat and diet breadth, with disproportionately greater richness of frugivores and nectarivores (Tscharntke et al., 2008).

Finally, ‘C’ is composed of non-forest specialist species and they occur independently from forest formations, inhabiting non-forest physiognomies of the Cerrado, such as grasslands, shrublands and savannas (Silva, 1995), showing medium to low sensitivity (Stotz et al., 1996). Typical species of non-cultivable habitats, such as rocky outcrops, were excluded, as the model represents birds inhabiting landscape that could be subjected to agriculture.

#### 4.2. Landscape description

The model assumes that two landscapes were converted into two areas maintained under farming practice approaches according to different degrees of intensity. Therefore in one situation the Cerrado is turned into traditional management and in the other situation in intense management. Fig. 1 represents real landscapes in the Cerrado region, to which our model could be applied.

It is assumed that only the matrix is directly affected by farming, so that matrix management does not influence forest loss. This is obviously an oversimplification, as it is known that agricultural intensification can decrease (Angelsen and Kaimowitz, 2001; Balmford et al., 2005; Green et al., 2005) or increase deforestation (Angelsen and Kaimowitz, 2001; Klink and Machado, 2005; Goulart et al., 2009), according to the landscape characteristics (Fischer



**Table 1**  
 Sensitivity to disturbs, forest dependence and classification used in the model.

Sensitivity to disturbs (Stotz et al., 1996)	Forest dependence (Silva, 1995)	Model definition	Example of Cerrado birds
Medium/high	Dependent	Forest specialist	<i>Tinamus solitarius</i> , <i>Penelope supercilialis</i> , <i>Basileuterus leucophrys</i> , <i>Antilophia galeata</i> , <i>Arremon flavirostris</i> , <i>Conopophaga lineata</i> , <i>Hylocryptus rectirostris</i> ,
Low medium/low	Dependent/semi-dependent	Forest generalist	<i>Ara auricollis</i> , <i>Crotophaga major</i> , <i>Hemitriccus nidipendulus</i> , <i>Platyriclus platyrhynchos</i> , <i>Thamnophilus caerulescens</i> , <i>Synallaxis scutatus</i>
High/medium/low	Independent	Non forest specialist	<i>Caprimulgus candicans</i> , <i>Falco sparverius</i> , <i>Suriri suiriri</i> , <i>Elaenia chiriquensis</i>

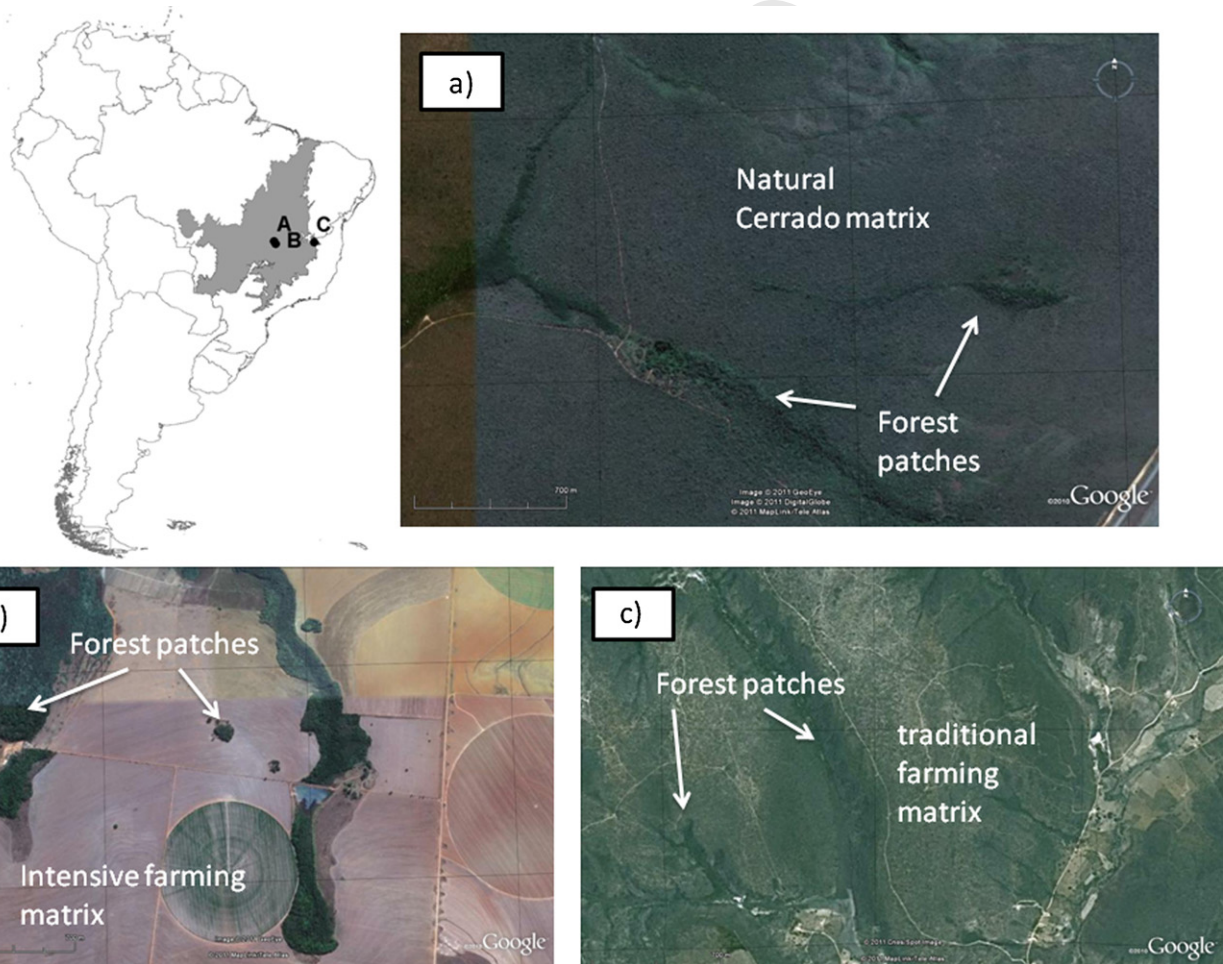
et al., 2008). Overall, the increase of deforestation as a consequence of agricultural intensification seems to be a rule, especially in the Cerrado (Klink and Machado, 2005; Angelsen and Kaimowitz, 2001; Brannstrom et al., 2008). However, the model assumes that riparian forest will be preserved as demanded by Brazilian legislation.

The model describes a hypothetical landscape composed by five entities: Cerrado matrix, Target forest patch, Neighbor forest patches, Traditional management, Intensive agriculture and three external agents: Emigrants, Investor and Folk knowledge (Table 2). Quantitative spaces associated with these variables are shown in Table 3.

Target forest patch is a small (3 < size < 30 ha) and spatially disconnected (distanced by ≈ 1 km between fragments) from the Neighbor forest patches embedded in the Cerrado matrix. Concerning forest specialists, the model here described assumes a classical metapopulation structure on Target patch because species can

suffer differential extinction risk than subpopulations in Neighbor patches and these subpopulations are linked by migration. Otherwise, populations of forest generalists are assumed to show a 'Patchy population' scheme, defined as a population that inhabits a patchy landscape, however high rates of dispersal unite patches into a single demographic entity (Harrison, 1991). Hence, subpopulation of forest generalists inhabiting Target patch and Neighbor patches are linked by high dispersal. Finally, non-forest species are assumed to inhabit the Cerrado matrix as single populations.

The relationships that take place on the Cerrado matrix are shown in Fig. 2. Non-forest variation rate affects Non-forest bird richness positively (I+) and Non-forest species richness affects negatively (P-) Non-forest variation rate via feedback loops that stabilize the system. The relationship between Non-forest survival and fitness and Non-forest sp variation rate evolves an inverse correspondence between derivatives (dQ) showing that the



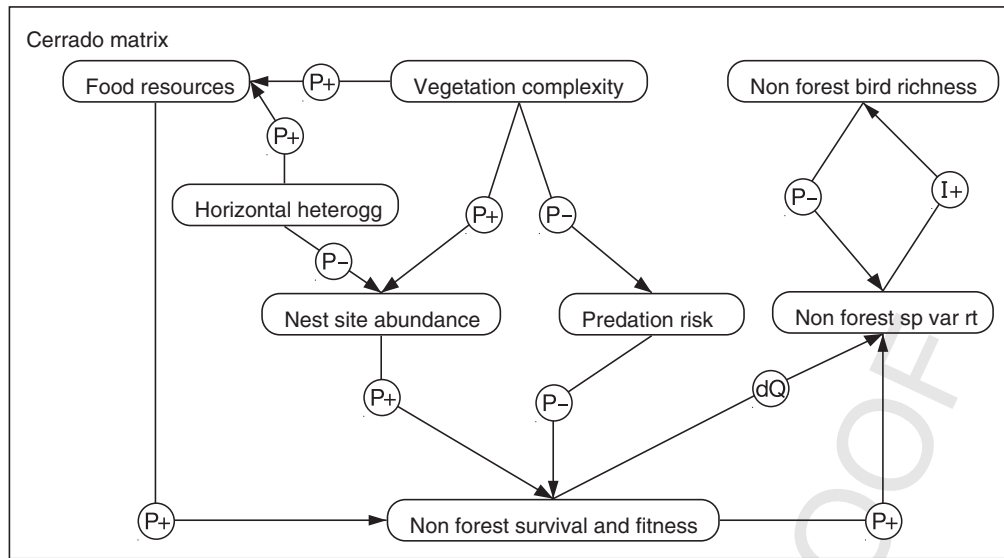
**Fig. 1.** Total extent of the Cerrado region is shown in grey in the top left map and three real landscapes to which the model could be applied. (a) is the Águas Emendadas Ecological Station (Federal District); (b) is an intensive agricultural landscape within the Federal District; and (c) is a traditionally managed landscape in Rio Pardo de Minas municipality (Minas Gerais state). The model compares the conversion from a-like to b-like and a-like to c-like landscapes.

**Table 2**  
Entities and agents with the associated variables.

Entity/agents	Variables
Cerrado matrix	Food resources, Vegetation complexity, Horizontal heterogeneity, Nest site abundance, Predation risk, Non-forest survival and fitness, Non-forest variation rate, Non-forest bird richness
Traditional management	Annual fire, Cattle raising, Traditional farming rate, Plant extractivism, Subsistence hunting, Ethnoecology maintenance, Stallholder agriculture
Intensive agriculture	Monocultural management, Irrigation, Mechanization level, Cattle raising, Financial resources, Pesticides, Agricultural intensification rate
Target forest patch	Forest generalist survival and fitness, Forest generalist variation rate, Forest generalist richness, Forest specialist survival and fitness, Forest specialist sp variation rate, Forest specialist richness, Water body
Neighbor forest patches	Propagule quantity
Investor	Financial investment rate
Folk knowledge	Knowledge cons rate
Emigration	Migration rate

**Table 3**  
Variables used in the model and associated quantitative spaces.

Variables	Quantitative spaces	Variable description
Annual fire	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Burning intensity to which Cerrado matrix is subjected. 'Zero' would be unburned and 'Maximum' means that all area of the Cerrado matrix is burned.
Cattle rising	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Livestock rate, so that 'Maximum' is the carrying capacity and 'Zero' is extinction.
Ethnoecological maintenance	Large, Medium and Small	Describes the direction to which <i>Ethnoecological maintenance</i> will vary during a given time. We use Toledo's definition on Ethnoecology, which is the association of the 'corpus' (repertory of symbols, perceptions and concepts about nature) and 'praxis' (set of actions that evolve material appropriation of nature) (Toledo, 1992). The abbreviation "cons" refers to construction and/or conservation in an effort to not consider traditional societies as 'living museums' (Perfecto et al., 2009).
Financial resources	Maximum, Positive and Zero	Economic input.
Financial investment rate	Zero, Plus	Rate to which investments are added to agricultural intensification.
Food resources	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Relative amount of fruits, invertebrates, vertebrates preys and scavenger available for birds in Cerrado matrix.
Forest generalist richness	Very High, High, Medium, Low and Very low	Number of species in the forest generalist group.
Forest generalist survival and fitness	Large, Medium and Small	Association of relative adult/juvenile survival and reproductive success of the populations of the generalist.
Forest generalist species variation rate	Minus, Zero and Plus	Direction of change of <i>Forest generalist spp richness</i> .
Forest specialist richness	Very high, High, Medium, Low and Very low	Number of species in the generalist group.
Forest specialist species variation rate	Minus, Zero and Plus	Direction of change of forest specialist.
Forest specialist survival and fitness	Large, Medium and Small	Association of relative adult and juvenile survival and reproductive success of the populations of the forest specialist.
Horizontal heterogeneity	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Measure of inter-farm plot diversity at a larger scale and it is basically the diversity of management types.
Intensification rate	Plus, Zero	Rate to which intensive agricultural practices are added or subtracted to the system.
Irrigation	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Relative irrigation system intensity.
Knowledge cons rate	Minus, Zero and Plus	Tendency of maintaining/constructing knowledge and experiences towards traditional land use management.
Mechanization	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Relative degree of machinery to which Cerrado matrix is subjected.
Migration rate	Plus and Zero	Rate to which propagules are emitted from Migration agent
Monoculture management	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Degree to which Cerrado matrix is converted in Monocultural management. 'Maximum' means that the entire Cerrado matrix was converted in single crop system.
Nest site abundance	Large, Medium and Small	Potential of the Cerrado matrix in providing appropriate nest sites for non-forest species and forest generalists.
Non-forest bird richness	Very high, High, Medium, Low and Very low	Number of species in the non-forest group.
Non-forest species variation rate	Minus, Zero and Plus	Direction of change of forest specialist.
Non forest survival and fitness	Large, Medium and Small	Association of relative adult and juvenile survival and reproductive success of the populations of the non-forest species.
Propagule quantity	Small, Medium, Large	Relative amount of individuals of forest birds that emigrate from Neighbor forest patches and arrive successfully in Target forest patch.
Permeability to forest species	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Defined in terms of physical and biological characteristics that facilitate or render the flux of propagules through it (Vandermeer et al., 2008).
Pesticide	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Relative quantity of pesticide to which Cerrado matrix is subjected.
Plant extractivism	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Relative degree to which non-cultivable vegetables are harvested.
Predation risk	Maximum, Very high, high, Medium, Low	Relative perceived and actual risk of the bird being preyed on the Cerrado matrix.
Smallholder agriculture	Maximum, Large, Medium, Small and Zero	Degree to which Cerrado matrix is subjected to small scale agriculture.
Subsistence hunting	Maximum, Large, medium, Small and Zero	Hunting pressure of forest and non-forest birds for subsistence
Traditional farming rate	Plus and Zero	Rate to which traditional practices are added or subtracted to the Cerrado matrix
Vegetation complexity	Maximum, large, Medium, Small and Zero	Vegetation layers that vary according to vertical habitat heterogeneity at local scale. It can be measured as indexes that account vertical and horizontal variation in vegetation structure (e.g. Roth, 1976)
Waterbody	Large, Medium and Small	Relative quantity of water in Target forest patch



**Fig. 2.** Causal model representing the relationships that take place on the Cerrado Matrix entity in a given state produced after preliminary simulation. Solid line boxes represent entities and dotted line boxes represent agents. All the following causal model diagrams will follow this symbology.

derivate of both variables co-varies inversely. Hence, if *Non-forest survival and fitness* varies, *Non-forest sp variation rate* varies in the same direction simultaneously. Derivate correspondences are used to reduce number of states in the simulations and can be used for either conceptual or operational purposes. *Vegetation complexity* affects negatively *Predation risk* assuming that most species inhabiting or dispersing through the Cerrado matrix are 'cover-dependent' (definition after Lima and Valone, 1991) in their predator escape tactics. 'Cover-dependence' means that birds feel safer in a habitat with greater wood cover because they find shelter from predator attacks (Lima and Valone, 1991). To the best of our knowledge, the only study about anti-predator behavior in the Cerrado ecoregion concerns the Greater Rhea (*Rhea americana*) and actually points out a 'cover-independence'. In another words, it has been suggested that birds feel safer in an open habitat because they can see predators from great distances (Azevedo et al., 2010). Nevertheless, Rheas inhabit open habitats of the Cerrado region (Sick, 1997), and do not occur in woodland savannas (M.Â. Marini personal communication), which compose the landscape here modeled. According to Lima and Valone (1991), habitat with relative large wood cover, such as the woodland savannas, would benefit 'cover-dependent' birds, therefore most of the species inhabiting or dispersing through the Cerrado matrix are expected to show this type of anti-predator response.

Fig. 2 shows the causal model of the relationship among relevant quantities on the Farmed Matrix. All the following figures were automatically produced by Garp3.

The model assumes that if the level of *Horizontal heterogeneity* is above 'Medium' value, *Horizontal heterogeneity* negatively affects *Nest site abundance*. On the other hand, if *Horizontal heterogeneity* is below 'Medium', it positively affects *Nest site abundance*. This non-linear relationship between landscape heterogeneity and bird species can be explained by the fact that, at low levels of spatial heterogeneity, habitat diversity is positively correlated with species richness. At high levels of heterogeneity, landscape functionality can be destroyed and patches will become too small to hold territories and home-ranges (Machado, 2000). On the other hand, *Horizontal heterogeneity* and *Vegetation complexity* will always positively affect *Food resources*, as this relation has been found for arthropod species (Weibull et al., 2003), and fruit availability (Goulart et al., 2011). Fig. 3 represents a relationship among

Cerrado Matrix, Target forest patch and Emigration in a given state of the preliminary simulations. Feedback loops control *Forest specialist richness* and *Forest generalist richness* and their respective species variation rate (Fig. 3). The model also states that if *Nest site abundance* is greater than 'Medium' values, it positively affects *Forest generalist survival and fitness* because they are able to breed on the matrix. On the other hand, this influence is not active if *Nest site abundance* is equal or less than 'Medium'. In the state represented in Fig. 3, *Food resources* and *Nest site abundance* are above the threshold, so that this relationship is active in the causal model and both will affect *Forest generalist survival and fitness*. This relationship assumes that forest generalists can breed outside forest areas when breeding sites are present at sufficient availability. For instance, *Amazona aestiva* and *Ramphastos toco* are forest generalists that can breed on home gardens (personal observation) in the Cerrado region when tree hollows are present. 'Medium' value threshold was established to allow comparison between non-forest and forest generalists. Hence, the relationship between *Nest site abundance* in the Cerrado matrix and *Non-forest survival and fitness* is linear and involves no further conditions, while the relationship between *Nest site abundance* associated with Cerrado matrix and *Forest generalist fitness and survival* is non-linear and depends on the status of *Food resources* and *Nest site abundance*. Although there is no numerical data that enable us to establish this relationship, it seems very plausible that forest generalist community will use the matrix for breeding depending on its characteristics (Tschamtkke et al., 2008).

Additionally, the model here described assumes that if *Food resources* associated with Cerrado matrix are greater than 'Medium', *Food resources* have positive influence on *Forest generalist survival and fitness*. Good quality matrixes supply forest species, and Cerrado birds are known to show this positive relationship as indicated by Tubelis et al. (2004). Because forest generalists breed and feed mostly on forest areas using the matrix as a supplementary habitat, it is assumed that supplementation on the matrix would occur above the 'Medium' threshold.

*Propagule quantity* from Neighbor forest patches affect Target forest patch depending on the *Permeability to forest spp* associated to the Cerrado matrix. In the model, *Permeability to forest spp* associated with the Cerrado matrix should be equal or greater than 'Medium' value as a condition for *Propagule quantity* to cause



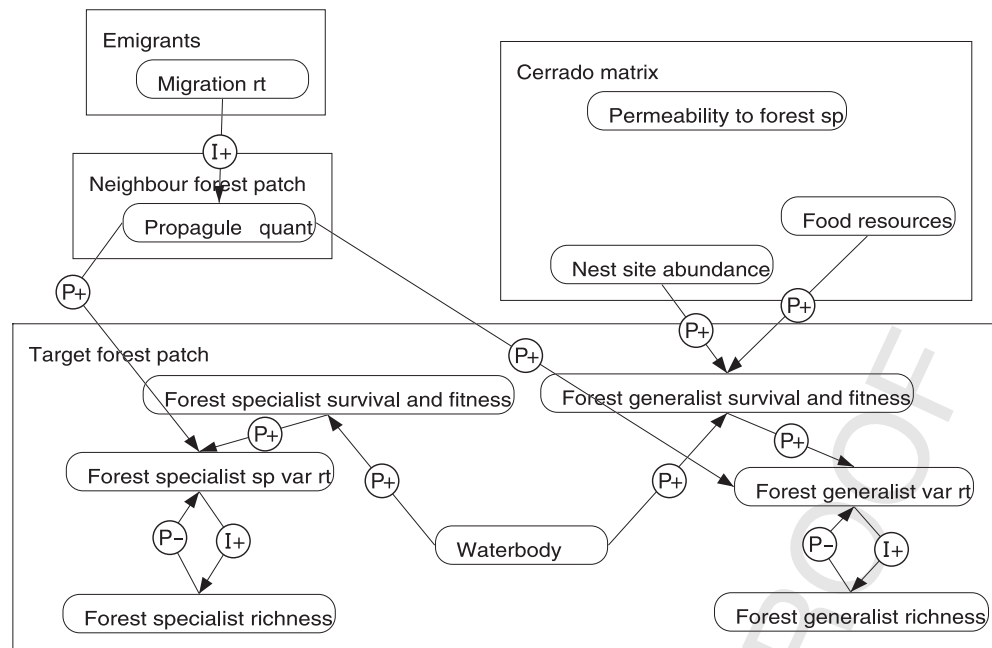


Fig. 3. Causal model representing the relationships among Cerrado matrix, Target forest patch and Emigration agent active in a given state produced after preliminary simulations.

influence (P+) on *Forest specialist variation rate* associated to the Forest Target Patch. In the case of *Forest generalist sp richness*, *Propagule quantity* from Neighbor forest patches will always positively affect *Forest generalist sp variation rate*. Hence, we assume that forest birds travel relatively long distance of non-forest habitats in home-ranges and dispersal movements (Marini, 2010), and as a general pattern, forest generalists move more than forest specialists (Andrade and Marini, 2001; Hansbauer et al., 2010). *Permeability to forest spp* is positively affected by *Vegetation complexity* and negatively affected by *Predation risk*. *Vegetation complexity* is known to facilitate movements of forest birds among forest patches (Antongiovanni and Metzger, 2005). First, many forest birds need the physical structure of the vegetation for perching during traveling because they cannot transpose large distances in single flights (e.g. Woodcreepers, Boscolo et al., 2008). Secondly, movements through the matrix are greatly affected by *Predation risk* (Desrochers and Hannon, 1997) which is negatively related to *Vegetation complexity*. It is assumed therefore that forest birds feel safer from predators when dispersing through the matrix when its physical structure is more similar to that of the forest habitat (Robertson and Radford, 2009).

Concerning the variables associated with Forest Target Patch, *waterbody* affects positively *Forest specialist/generalist survival and fitness*. In the Cerrado ecoregion, forest bird richness is positively related to streams and flooded areas inside forests (Marini, 2001).

#### 4.3. Intensive agriculture

Intensive farming practices are treated here as the sum of all processes that usually acts together in a discrete space and time and is represented as an entity of the model. *Agricultural intensification rate* directly influences (I+) *Mechanization*, *Irrigation*, *Pesticide*, *Cattle rising* and *Monocultural management*. All these features require heavy private or public investment of financial resources, guaranteed by an external *Investor* agent (Burbach and Flynn, 1980).

Relationships between the entities *intensive farming* and Cerrado matrix are shown in Fig. 4. This figure shows the causal model representing the relationship among *Investor* agent and the entities; *intensive farming* and the Cerrado matrix. In Fig. 4, the

influence of *Pesticide* on *Forest generalists/specialists survival and fitness* is not active because its value is lower than 'Medium'. *Pesticide* can also affect (P-) *Forest generalist/specialists survival and fitness* if *Pesticide* is greater than 'Medium' value.

#### 4.4. Traditional management

Non-intensive traditional practices of the Cerrado of the *Sertanejo* and or *Geraizeiro's* management were captured by the model. In fact, both *Sertão* and *Gerais* are Portuguese words that refer to woodland savanna and grasslands physiognomies typical of the Brazilian Cerrado. In the model, traditional management entity is associated to the following variables: (a) *Smallholder agriculture*, which is subsistence mixed farming (e.g. cassava, beans, corn, pumpkins, avocados, bananas, peppers among others [Bustamante et al., 2010]); (b) *Hunting*, which is basically the use of bushmeat of large birds (*Rea americana*, *Crax* spp., *Penelope* spp., *Tinamus* spp., *Rynchotus rufescens*) (Sick, 1997; Faria et al., 2009); (c) *Annual fire*, a traditional management for native pasturelands. Fire is used to stimulate plant re-growth, making the vegetation more edible to cattle (Lara et al., 2010); (d) *Cattle rising* is characterized by livestock raised at low density over large tracks of native grasslands. In the model, *Annual fire* influences positively *Cattle rising* up to medium values, but not beyond this value, to represent that *traditional farming* raises cattle at low densities. Thus, if *Cattle raising* is lower than 'Medium' level, then increasing of *Annual fire* will increase *Cattle raising*. If *Cattle raising* is higher than 'Medium', *Annual fire* will not affect *Cattle raising* (c) *Plant extractivism*, is characterized by non timber products, such as fruit gathering (e.g. *Cariocar brasiliensis*, *Dipteryx alata*, *Stryphnodendron adstringen* among others; Borges Filho and Felfili, 2003; Silva and Egito, 2005; Oliveira, 2009) and medicinal plants (Rodrigues and Carvalho, 2001; Vila Verde et al., 2003), as well as timber products, like coal and construction (Le Bourlegat and Costa, 2003).

To represent the influence of hunting on birds, the model described here assumes that *Subsistence hunting* negatively affects all three groups *Survival and fitness*, if each *spp richness* is equal or above the 'High' threshold. This shows that hunting is selective to some species (namely forest and non-forest large body frugivores)

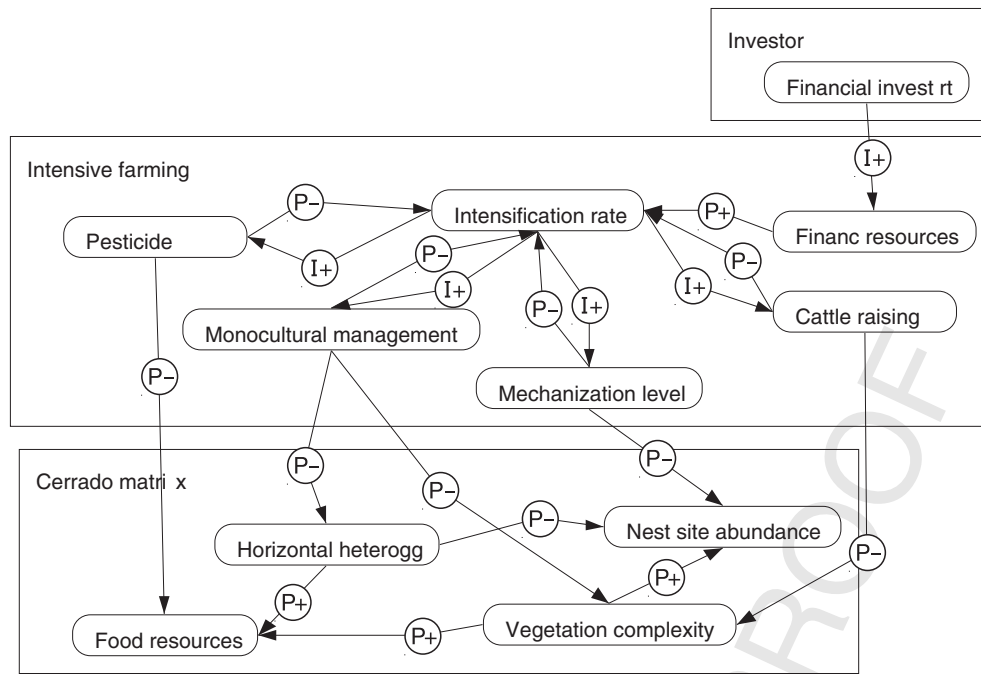


Fig. 4. Causal model involving relationships among the agent Investor and the entities Intensive agriculture and Cerrado matrix produced after preliminary simulations.

so that below the 'High' richness values, birds that could be subjected to hunting disappear and hunting is no longer possible or kept at low pressure not affecting significantly the species *Survival and fitness*.

The model assumes that, if *Plant extractivism* is equal or greater than 'Medium', it negatively affects *Vegetation complexity*. The relationships among the entities Folk knowledge agent, traditional farming and Cerrado matrix are represented in the causal model of Fig. 5. Note that in this state, neither *Plant extractivism* nor *Cattle raising* affect *Vegetation complexity* because both variables assume values below 'Medium'.

4.5. Initial scenarios and diagram selection

Ten simulations were carried out (Table 4) and five scenarios were chosen according to heuristic value and predictive purposes, observing increasing complexity on graphic representations. These scenarios represented relationships occurring in the Cerrado

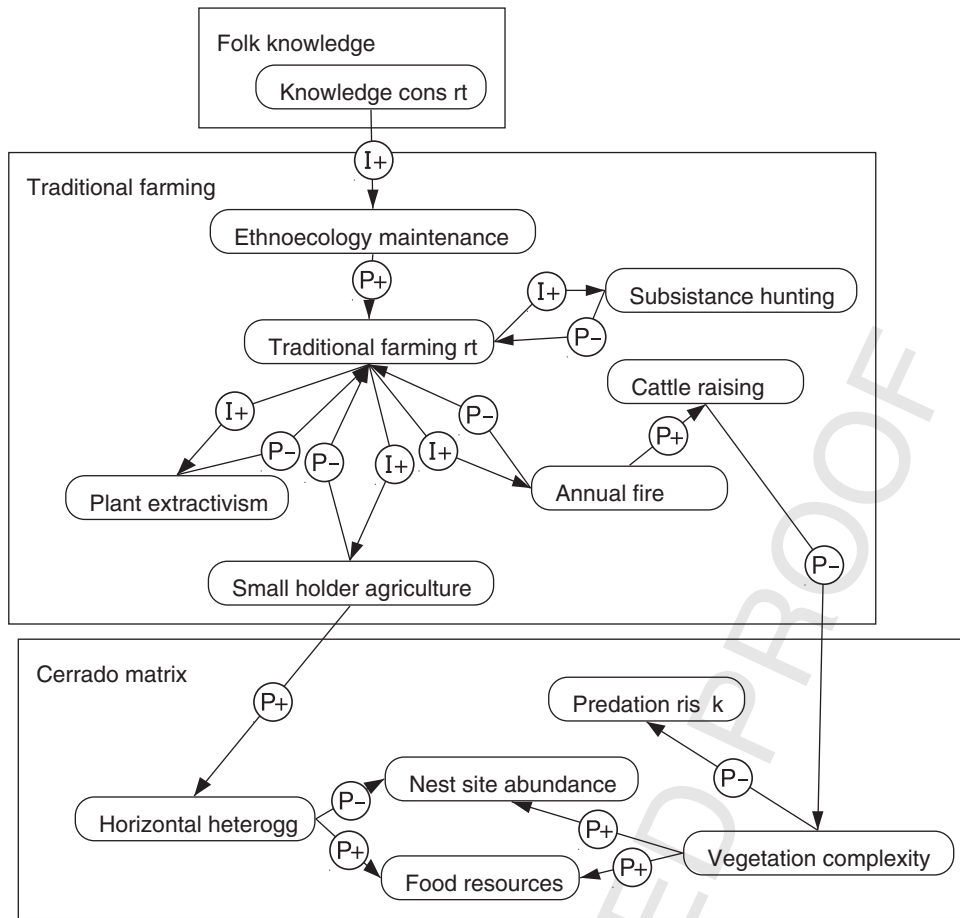
matrix, among forest groups and the Cerrado matrix, and two simulations concerned the influence of each agricultural system on the Cerrado matrix characteristics. Concerning the impact of the agricultural systems on birds, six simulations were carried out representing the influence that intensive or traditional management had on each of the three bird groups. These simulations were run for predictive, as well as for representative purposes.

Simulations of management influences on both forest groups produced a large number of states, so only the causal models produced by one of the initial states were used. The selection of state, behavior path, and history values was arbitrary. This choice does not mean that this path occurs more frequently or it is more important than others. All the behavior paths produced by the simulations were described in the results section. Some diagrams were included for enhancing understanding and showing the dynamics of bird groups under both agricultural systems.

In all the initial scenarios, Cerrado matrix is composed of a mixture of native woodlands and shrublands in which *Predation*

Table 4  
 List of the scenarios and the agent/entities involved and the.

Scenario	Entities/agents	Main goal
Relationships taking place at the Cerrado matrix	Cerrado matrix	Graphic representation
Relationship among forest birds and Cerrado matrix characteristics	Emigrants, Neighbor forest patches, Target forest patch and Cerrado matrix	Graphic representation
Intensive agriculture effects on the Cerrado matrix characteristics	Investor, intensive farming and Cerrado matrix	Graphic representation
Traditional agriculture effects on the Cerrado matrix characteristics	Folk knowledge, Traditional farming and Cerrado matrix	Graphic representation
Influence of intensive agriculture on non forest species	Investor, intensive farming and Cerrado matrix	Prediction and graphic representation
Influence of Traditional farming on non forest species	Folk knowledge, Traditional farming and Cerrado matrix	Prediction and graphic representation
Influence of intensive agriculture on forest generalists	Investor, intensive farming, Cerrado matrix, Target forest patch, Neighbor forest patches and Emigrants	Prediction and graphic representation
Influence of Traditional farming on forest generalists	Folk knowledge, Traditional farming, Cerrado matrix, Target forest patch, Neighbor forest patches and Emigrants	Prediction and graphic representation
Influence of intensive farming on forest specialists	Investor, intensive farming, Cerrado matrix, Target forest patch, Neighbor forest patches and Emigrants	Prediction and graphic representation
Influence of Traditional farming on forest specialists	Folk knowledge, Traditional farming, Cerrado matrix, Target forest patch, Neighbor forest patches and Emigrants	Prediction and graphic representation



**Fig. 5.** Causal model representing relationships among the agent Folk knowledge and the entities traditional farming and Cerrado matrix produced by a given state produced after a preliminary simulation.

risk is high, Food resources and Nest abundance are 'Medium', Horizontal heterogeneity and Vegetation complexity are 'Maximum' and Permeability to forest species is 'Large'. Species richness of non-forest, forest specialists and forest generalists are 'Very high' in each of the simulations. The results of the simulations are as follows:

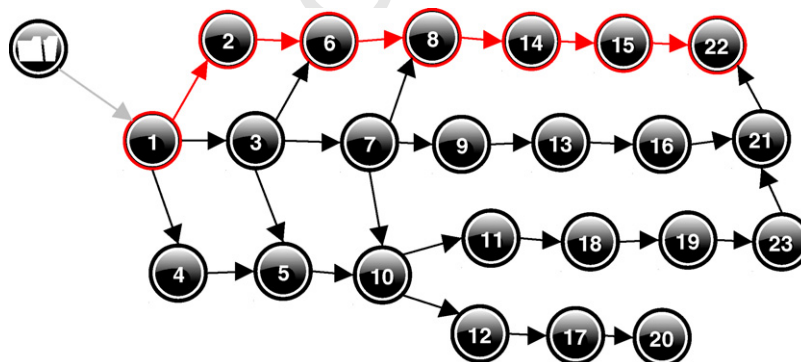
**5. Results**

The model here presented captured the relationships among agricultural systems and bird groups at landscape level. By producing state dependent causal models, it was possible to understand complex causal chains dynamically. The model was successful for

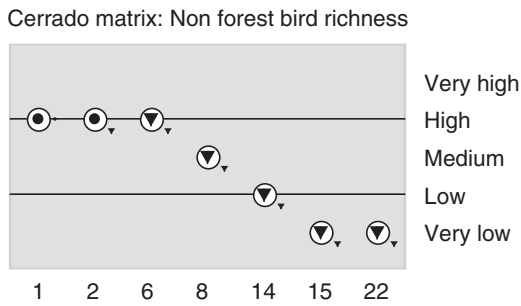
controlling complexity by selecting behavior paths, causal models, and history value diagrams in a compositional fashion. The model was also successful in predicting the impacts of traditional and intensive farming on bird groups and understanding the causality behind these predictions.

**5.1. Simulations on the effect of intensive farming on the three bird groups**

Concerning non-forest birds, decrease in Vegetation complexity increases Predation risk, which thus decreases Non-forest survival and fitness and consequently affects negatively Non-forest sp



**Fig. 6.** State graph produced after the simulation of the influence of intensive farming on non-forest species. Arrows indicate the transitions between states. Behavior path {1-2-6-8-14-15-22} is highlighted and the value history associated to this trajectory is shown in Fig. 7.



**Fig. 7.** The value history *Non-forest bird richness* produced after simulation of the influence of intensive farming on non-forest birds in one of the behavior paths. Numbers underneath figures represent the behavior path to which the value history is associated. Symbols within the white circles indicate the value of the first order derivate (zero, positive or negative), which is the direction of change in the next state. Small marks at the top left of the white circles are second order derivate, which represent the value of the derivate in the subsequent state. All the following value history diagrams will follow this symbology.

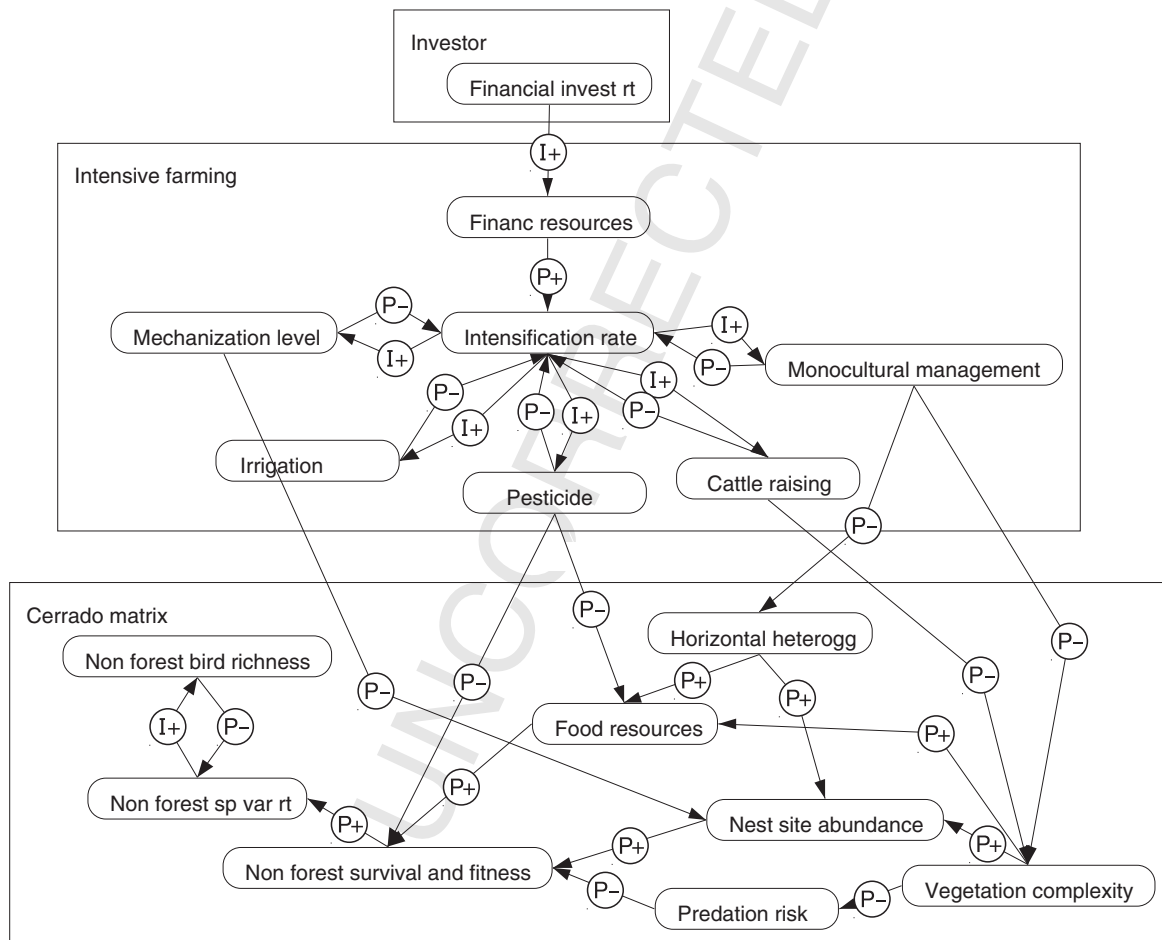
variation rate. Because of this, *Non-forest sp richness* declines from 'Very high' to 'Very low' values. The state graph produced after the simulation on the effect of intensive farming on non-forest birds highlighting the path {1-2-5-8-14-15-22} is shown in Fig. 6. The value histories of selected quantities concerning this trajectory are shown in Fig. 7. The causal model produced in one of the final states {22} of this trajectory, is shown in Fig. 8. Although the simulation produced more than one behavior paths, the overall effect on *Non-forest sp richness* is the same.

Concerning the simulation on influence of *intensive* farming on forest generalists inhabiting Target forest patch, the decline of *Food resources* and *Nest site abundance* on adjacent Cerrado matrix associated with drainage of *Waterbody* by *Irrigation* leads to a decline in *Forest generalist survival and fitness*. Nevertheless, *Propagule quantity* from Neighbor forest patches positively influences *Forest generalist survival and fitness*, so that *Forest generalist richness* is kept 'Very high'. The value history of *Food resources* and *Forest generalist richness* is shown in Fig. 9 in one behavior path produced by the simulation is shown in Fig. 9. Although the simulation produced other possible behavior paths, overall effect on *Forest generalist richness* was the same in all trajectories.

Regarding forest specialists, decrease in *Permeability to forest sp* caused by association of reduction of *Vegetation complexity* and increase of *Predation risk* on the Cerrado matrix negatively affects forest birds. Hence, *Forest specialist richness* suffers decline in all behavior paths. The value history of one behavior path produced after simulation of the influence of *intensive* farming on forest specialists is shown in Fig. 10. The causal model produced after the first state of the simulation of Intensive agriculture on both forest bird groups is shown in Fig. 11.

### 5.2. Simulation of the effect of *traditional* farming on the three species groups

Because of the contradictory effects of this management on *Non-forest variation rate*, such as increasing *Food abundance* and *Predation risk*, *Non-forest sp richness* may be kept at 'Very high' values or decline to 'Very low'. Fig. 12 shows the state graph produced after



**Fig. 8.** Causal model representing all relationships active in state '22' produced after simulation of the scenario in which *intensive* farming affects non-forest species.

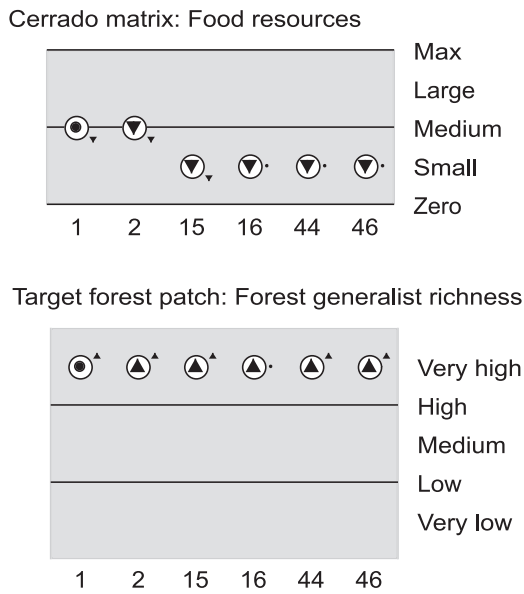


Fig. 9. The value histories of selected quantities resulting from simulation of the influence of intensive farming on forest generalist birds.

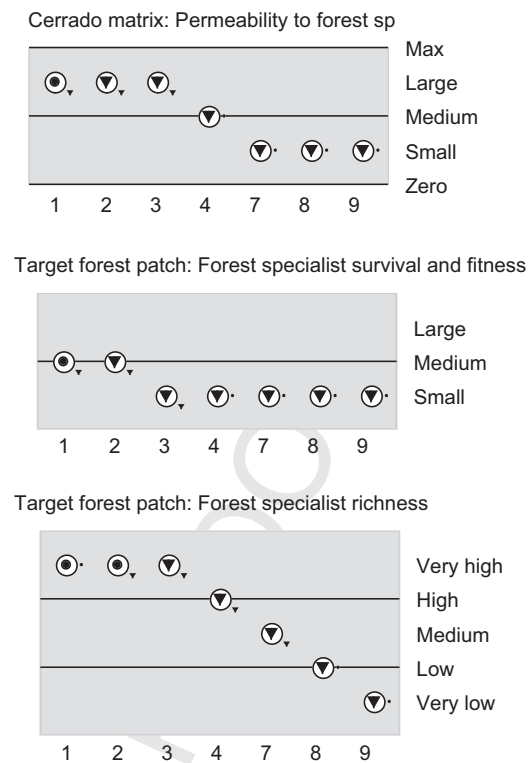


Fig. 10. The value histories associated with behavior of selected quantities resulting from simulation of the influence of intensive farming on forest specialist birds.

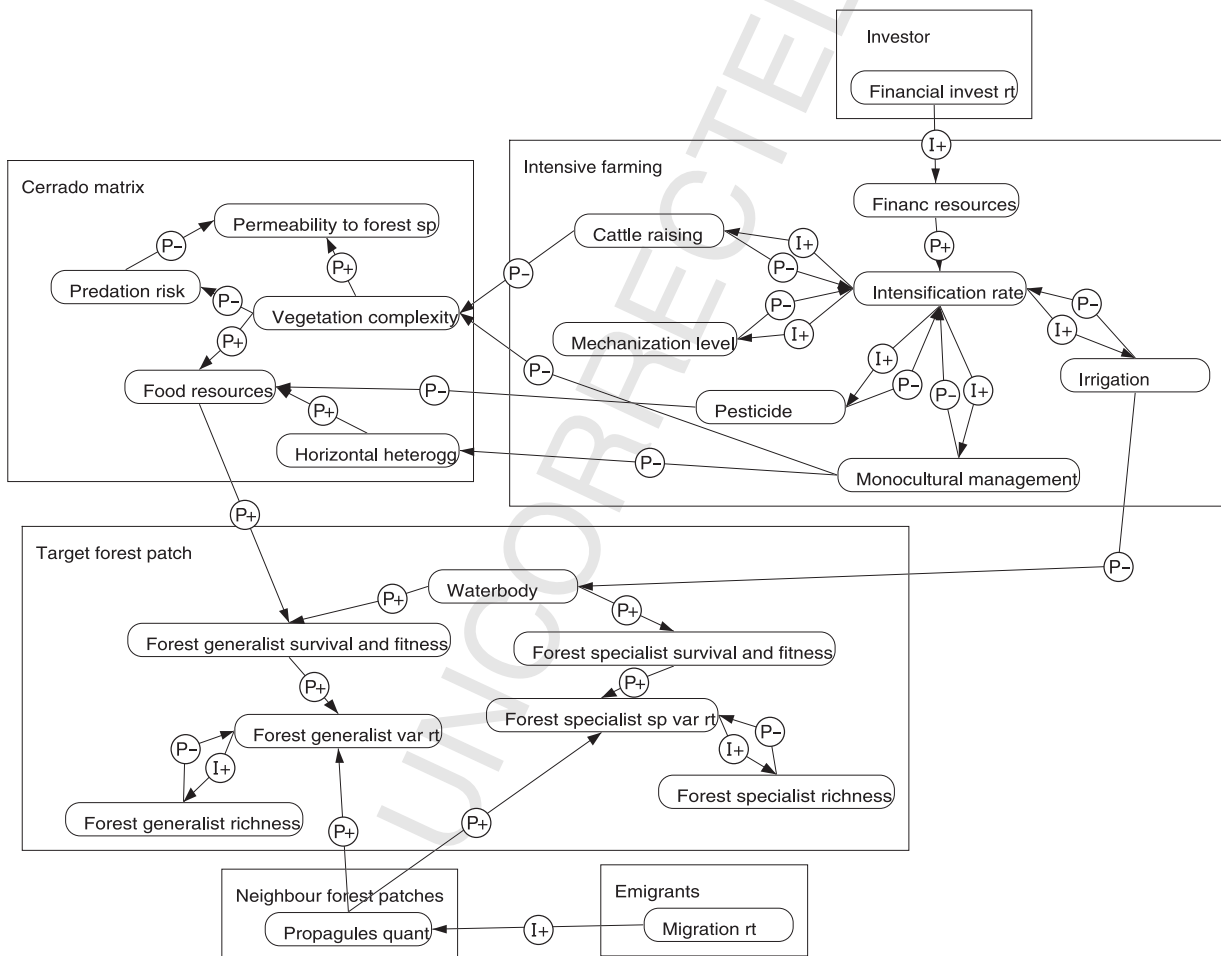
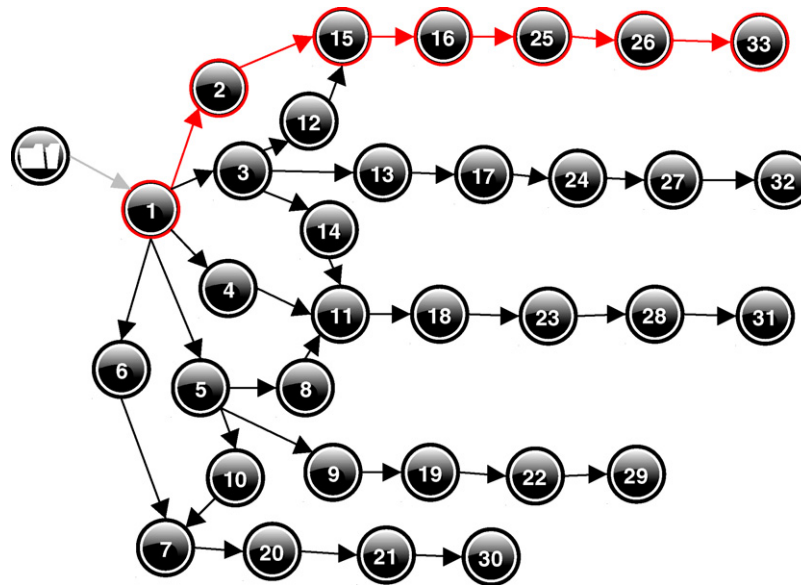
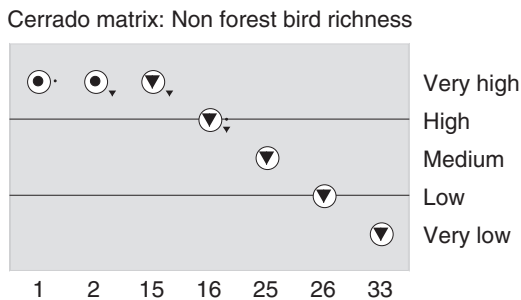


Fig. 11. Causal model representing the influences active in the first state of simulation of the influence of intensive farming on both forest groups.





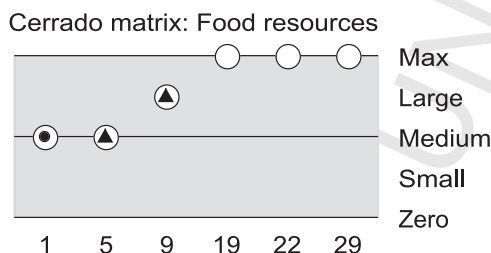
**Fig. 12.** State graph of the simulation of the influence of traditional on non-forest species. Arrows indicate the sequence of the states in different behavior paths. Behavior path {1-2-15-19-25-28-33} is highlighted and the value history associated to this trajectory is shown in Fig. 13.



**Fig. 13.** The value history of Non-forest bird richness resulting from simulation of the influence of intensive farming on non-forest birds.

simulation of the effect of traditional farming on non-forest birds highlighting the behavior path {1-2-15-19-25-28-33}. The value histories of selected quantities associated to this path are shown in Fig. 13.

Fig. 14 shows the history values of Food resources and Non-forest bird richness in one behavior path {1-5-9-19-22-29} produced after simulation of the influence of traditional farming on non-forest species. Note that this behavior path is also present in the graph state shown in Fig. 11. In this simulation Food resources increase, so that Non-forest survival and fitness receive positive (Food resources) and negative (e.g. Annual fire) influences. This causes ambiguity on Non-forest survival and fitness, so that Non-forest richness may decrease or maintain at 'Very high' levels. The causal model produced after the final state '33' of this simulation is shown in Fig. 15.



**Fig. 14.** The value histories of Food resources resulting from simulation of the influence of traditional farming on non-forest species in another possible behavior path.

Concerning the forest generalists, Subsistence hunting negatively affects (P<sub>-</sub>) Forest generalist survival and fitness and thus decreases Forest generalist sp variation rate. On the other hand, Propagule quantity associated to Neighbor forest patches increases Forest generalist sp variation rate thus increasing Forest generalist sp richness. Because of the multiple forces acting positively and negatively on Forest generalist sp variation rate and since many of these forces have a condition based on quantity values, Forest generalist sp richness is kept at 'High' values in all possible paths.

Regarding forest specialists, the decrease in Permeability to forest sp to 'Medium' (Fig. 16) maintains the relationship between Propagule quantity and Forest specialist variation rate active. As a consequence, Forest specialist richness is kept stable at 'Very high' in the only possible behavior path {1-2-3-4-5-6}. The causal model associated to the initial state of simulation of the effect of traditional farming on both forest groups is shown in Fig. 17.

**6. Discussion**

Qualitative models were successful to show the effect of two types of agricultural management on the bird community inhabiting a mosaic of savanna-forest in the Cerrado. The model showed that qualitative models, by organizing heterogeneous knowledge, and reasoning addressing the issues of complexity of ambiguity, can be used to understand impact of agriculture intensification on biodiversity. By highlighting causality, the model enhanced to understanding the qualitative impact of traditional and intensive agriculture on bird community. Garp3 produces several diagrams, such as model fragments, causal models and behavior graphs. This allows controlling complexity and hypothesis representation in compositional way (see Falkenhainer and Forbus, 1991 for further discussion on compositionality of qualitative reasoning).

**6.1. Comparing the effects of management practices**

Intensive farming leads to a decline of non-forest and forest specialist species, while forest generalists are kept stable. On the other hand, traditional farming is predicted to lead to a decline or maintenance of non-forest and maintenance of both forest species groups. Intensive agriculture management may negatively affect bird species through the direct effect of pesticides and machinery

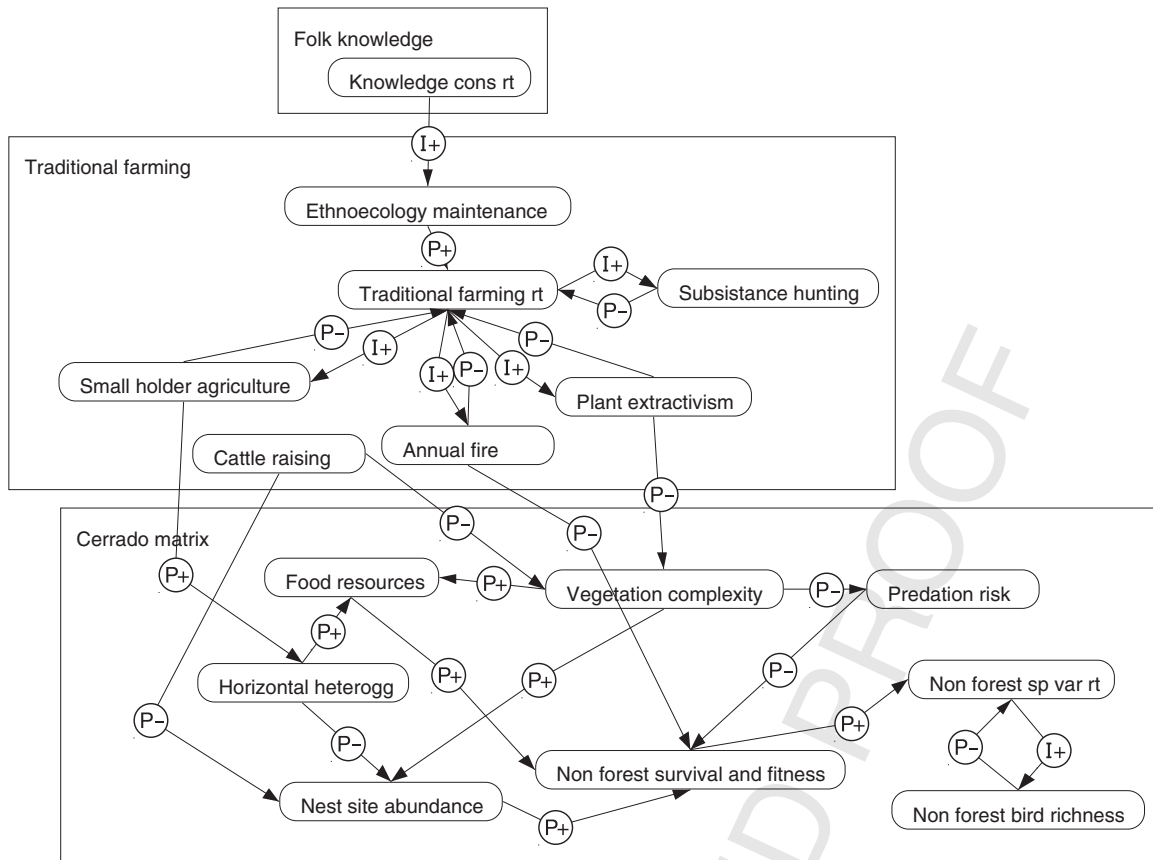


Fig. 15. Causal model representing all relationships active in state '33' produced after simulation of the scenario in which traditional farming affects non-forest species.

use and indirectly by reducing spatial heterogeneity. Intensive farming also impacted forest birds in a non-trivial way, such as the impact of *Irrigation* on the forest waterbody. In the Cerrado region, flooded areas inside forests are more important for bird richness than forest fragment size (Marini, 2001). In Central Brazil there are many irrigation pivots on Intensive agriculture farms withdrawing large quantities of water from streams inside the riparian forest. Looking from above, they make circles in the landscape (see Fig. 1b).

It is assumed here that the main impacts of traditional management are hunting (Silva and Tabarelli, 2000), fire (Sendoda, 2009) and cattle raising (Taylor, 1986). Hunting is a considerable threat to tropical forests (Galetti, 2001; Peres, 2000, 2001) but, since it concerns mainly large-body birds, it should not lead to a decline of the whole avian community, but mainly large frugivores (Silva and Tabarelli, 2000). Nevertheless, the impact of hunting should not be neglected and environmental education projects should be used to decrease the hunting pressure. Social aspects, such as

income increase generally leads to a decrease in bushmeat pressure (Loibooki et al., 2002; Wilkie and Carpenter, 1999), so that public policies that increase income, wealth and education associated with an efficient anti-hunting fiscalization may contribute to bird conservation.

In case of fire, most Cerrado bird species shows adaptations to fire (Cavalcanti and Alves, 1997; Machado, 2000). However, long-term effect on the bird community could be negative (Sendoda, 2009). A decrease in livestock densities and reduction in the fire regime should attenuate the impact of traditional management (Neely and Hatfield, 2007; Savadogo et al., 2007). Nevertheless, it has been suggested that resting time, rather than animal density per se, may be the key for the sustainability of livestock systems (Savory, 1999). Hence, educational programs that, jointly with farmers, defy proper livestock managements, concerning fire regime, livestock density and resting time, are necessary.

Other impacts of traditional management should be considered, such as plant extractivism in plant communities (Peres et al., 2003; Oliveira, 2009) that may alter vegetation structure and resource base for animal species and consequently affect long-term bird population dynamics.

With respect to intensive agriculture, it is unlikely that this could be done with less impact, as it depends deeply on monocultural management, pesticides, machinery and so on. Agricultural intensification of savanna-forest landscapes should lead to a loss of bird species, so that future richness of those landscapes might be only a subset of today's species. As forest generalist species are not directly affected at the same degree as non-forest species and are less sensitive than forest specialist species, it is likely that future communities will be more restricted to forest generalist species.

Target forest patch: Forest specialist survival and fitness

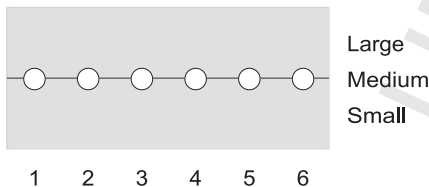


Fig. 16. The value histories of Forest specialists survival and fitness resulting from one of the behavior paths produced after simulation of the influence of traditional farming on forest generalist species.

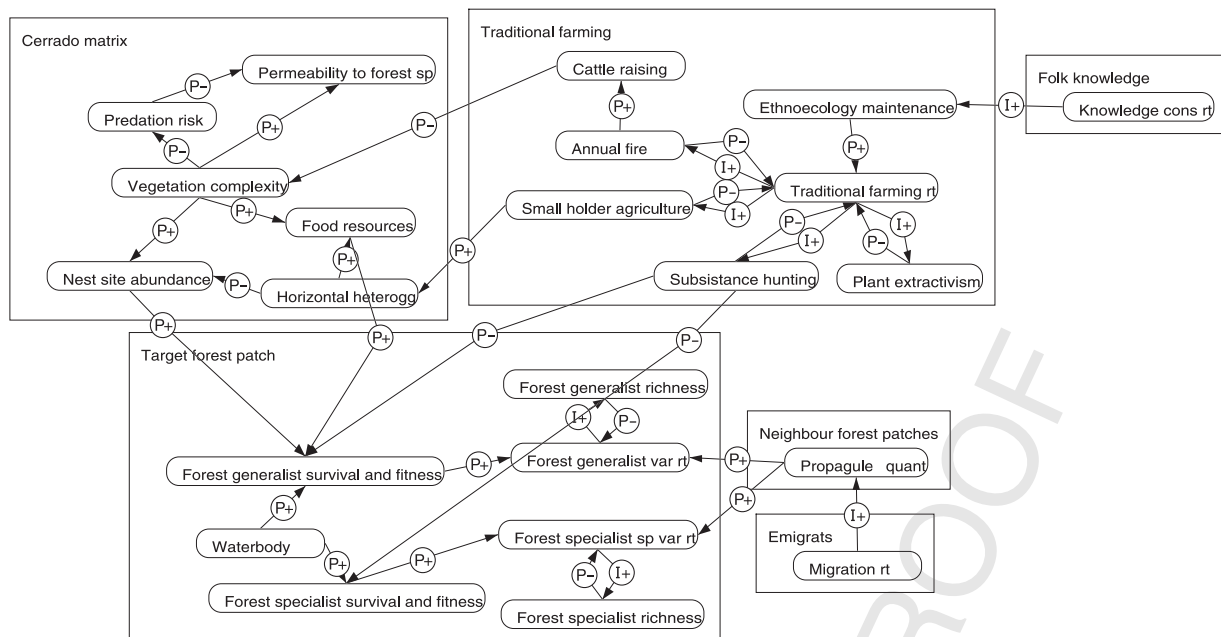


Fig. 17. Causal model associated to one of the initial states produced after simulation of influence of traditional farming on both forest species groups.

6.2. Heterogeneity is the key

Habitat heterogeneity is long recognized to regulate community diversity in ‘natural habitats’ (MacArthur and MacArthur, 1961; Pianka, 1966). Heterogeneity allows greater niche diversity (MacArthur and MacArthur, 1961), as well as co-existence of species that uses the same niche (Begon et al., 1996). The incorporation of heterogeneity in models based on predation (e.g. Lotka-Volterra and Nicholson-Bailey systems [Beddington et al., 1978]), shows that heterogeneous environments allow stabilization of predator-prey dynamics. This is corroborated by empirical data (Paine, 1969).

Concerning the effect of matrix heterogeneity in metapopulation dynamics, Gustafson and Gardner (1996) built an individual-based dispersal model to assess the effect of matrix heterogeneity on emigration and immigration rates. Results were not clear, so that heterogeneity could enhance or decrease patch occupancy probability. Other models corroborate these findings suggesting that heterogeneity increases unpredictability of dispersal (Vandermeer and Carvajal, 2001; Revilla et al., 2004). Vegetation complexity may facilitate forest bird movement, so that a matrix composed by vegetation in early stages of regeneration (microspatially heterogeneous) is more permeable than open matrixes, such as pasture (Stouffer and Bierregaard, 1995; Antongiovanni and Metzger, 2005; Castellon and Sieving, 2006). Therefore, a metapopulation embedded in a heterogeneous agricultural matrix may allow species movements enhancing farm landscape connectivity (Donald and Evans, 2006; Perfecto and Vandermeer, 2010). Comparisons of the results found in the present model with these previous works are hard because of the differences in the modeling technique, target species and landscape configurations. Nevertheless, the model described here corroborates with the literature regarding the fact that increasing heterogeneity of the matrix (in the present case caused by traditional management) may increase unpredictability of dispersal and consequently increase unpredictability of community dynamics.

Concerning species inhabiting farmlands, Benton et al. (2003) have developed a brilliant and simple explanation for farmland diversity decline induced by spatial-temporal heterogeneity decrease at different scales caused by agricultural intensification.

The model here described associates the effects of loss of matrix heterogeneity on the species inhabiting the matrix and species inhabiting forest patches embedded in this matrix as a consequence of agricultural intensification. Coupling processes that act directly on the farm matrix with metapopulation dynamics give the qualitative pattern of how agricultural intensification of the matrix affects the overall bird community inhabiting the mosaic landscape. The model described here assumes that heterogeneity influences predation, which in turn influences species inhabiting the matrix (non-forest), as well as species that use the matrix as a conduit (forest species).

Associated to heterogeneity, predation is known to be one of the major forces shaping communities (Gilinsky, 1984; Paine, 1969), and can act directly causing mortality, as well as have non-lethal effects though increased risk (Lima, 2009; Lima and Valone, 1991; Whittingham and Evans, 2004). Risk of predation per se can greatly influence community simply because birds will not settle at risk of being predated (Lima and Valone, 1991).

It is assumed here that forest and non-forest species are ‘cover-dependent’ in their anti-predator escape tactics (Lima and Valone, 1991). This means that they perceive the heterogeneous environment with greater wood cover to be safer than open habitats, because bushes, shrubs and trees may provide shelter from predators. Cover dependence is the most used escape tactics in bird communities on grasslands with some level of wood cover (Lima and Valone, 1991), so this must be true for savanna birds. Therefore, Vegetational complexity is reduced by agricultural intensification, which leads to higher predation risk (both perceived and actual) (Whittingham and Evans, 2004; Brickle et al., 2000). Nest predation is also negatively affected by heterogeneity (Bowman and Harris, 1980) and so is anti-nest-predator behavior (Martin, 1988).

Another important aspect of predation risk is that it affects not only the community of the matrix, but may also be the major component of matrix permeability for forest species. The explanation for this is that forest species, when dispersing in a non-forest matrix, face great predation risk (Bélisle et al., 2001; Boscolo et al., 2008; Harris and Reed, 2002). One must notice that forest birds are likely to be highly dependent on wood cover as a tactics to escape their predator, since the natural habitats in which they live are complex and with large wood cover. This is an explanation for



the reluctance of forest species in crossing open habitat (Desrochers and Hannon, 1997). Agricultural intensification, by reducing spatial heterogeneity, especially the *Vegetation complexity* component, can decrease matrix permeability by increasing predation risk. An intensively managed matrix in Brazil has great abundance of birds of prey (Carvalho and Marini, 2007). This great predator pressure associated with a decrease in “safetyness” of the landscape can hamper the movements of forest birds and the establishment of non-forest birds.

The importance of relationships among heterogeneity, predation and farming practices on forest and non-forest species are cleared by means of causal models. These diagrams have heuristic value because they organize and formalize relevant relationships of causality in order to better understand the modeled systems.

The ability of qualitative reasoning to produce state dependent causal models is an important feature to understand the dynamics of complex systems. In the present model, spatial heterogeneity was expressed by the quantities *Horizontal heterogeneity* and *Vegetation complexity*. These quantities relates to *Food resources*, *Nest site abundance* and *Predation risk*, associated to the matrix, which thus affect *Non-forest richness*. Concerning forest birds, heterogeneity affect supplementation of generalist on the matrix, via *Food resources* and *Nest site abundance*. It also influence forest specialists through *Permeability to forest spp*. Additionally, *Predation risk*, by affecting *Permeability to forest spp* also affected forest specialists. Therefore, by looking at the causal models, is possible to understand how heterogeneity is linked to the main processes that support biodiversity in agricultural landscapes. Because intensive agriculture reduces heterogeneity at several scales, its impact on bird community is predicted to be larger than traditional agriculture in the Cerrado.

### 6.3. Potential of qualitative models for problem solving in ecology

Because biological data is fuzzy, imprecise and found essentially at low resolution (Salles and Bredeweg, 2006), numerical models that rely on precise relationships may not account for natural variance of data, so that unrealistic assumptions are often made. Therefore, models that sacrifice precision to realism and generality are necessary (Levins, 1966). The model described here aims at understanding and predicting the broad impact of agricultural intensification of the matrix on birds inhabiting a forest-savanna mosaic. We do not see how this could be done using numerical models because precise numerical relationships regarding birds inhabiting heterogeneous landscapes are rare and in the case of the Cerrado, absent. However, it is not likely that the model has captured all relationships regarding the system in study (no model could). Building qualitative models requires excluding relationships that may exist in certain specific circumstances or at another spatiotemporal scale, but may not be relevant for the systems overall dynamics. Obviously, deciding what is relevant and what is not is far from trivial and there is always a risk of oversimplification.

For instance, in the case of the Cerrado, high atmospheric nitrogen, in part caused by agricultural intensification at global scale, can alter plant community diversity (Jacobson et al., 2010). This could have negative effects on bird species, however was not included in the model. There is a possibility that fertilizers could affect bird species by increasing nitrogen in plants and thus increase herbivore abundance, which could affect birds positively because many feed on insects. Because there is no empirical evidence that this could affect communities at landscape scale, it was also not included in the model.

Since qualitative model deals with imprecise data, variables are assumed to span from qualitative values arbitrary defined in a theoretical ecological space. The quantitative spaces are defined by the modeler according to the degree of resolution of the data available.

This procedure can induce to some degree of subjectivity on the variable and on the relationship represented. We do not know precisely how the real world operates in terms of variations within of the variables, correlation between variables and threshold values. Also, qualitative modeling technique has other limitations, such as the fact that it does not consider the intensity of the relationships. Therefore, influences are either positive, negative or zero. This increases the risk of overlooking or overestimating the influence between variables. Additionally, qualitative reasoning simplifies the representation of the systems, so that many behaviors may sound counterintuitive and sometimes circular because insights of outputs appear as assumptions implicit in the input. Despite of it, there are many non trivial behaviors that can hardly be assessed by traditional modeling. Reasoning about complex causal chains with numerous linkages, such as the ones in the present model, is a hard and sometimes impossible task. State dependent causal models are useful representation of hypothesis regarding complex systems that have many relationships that are threshold dependent. In the present model, many impacts of traditional management are threshold dependent occurring only beyond certain degree of management intensity. Intensive farming, on the other hand, may impact communities continuously, having more overall impact on the bird community. Causal models were helpful for understanding these complex causal chains involving the effect of the agriculture systems on bird community.

Finally, qualitative models have shown to be a powerful tool for building ecological models and modelers should be encouraged to use this technique to explore this type of modeling in their **predictive potentialities**. Here, we present an example of how qualitative reasoning can be used to predict behaviors of biological systems under different scenarios, offering a causal framework for decision making using sparse and fuzzy data.

## 7. Conclusion

Qualitative modeling was successful to represent the impacts of traditional and intensive farming on the bird community of the Cerrado. Therefore, qualitative reasoning is a powerful tool for understanding and predicting the impact of agricultural systems on biodiversity. The causal model are representations of the causal relationships taking place at a specific state, and have heuristic value by capturing dynamic causality of complex systems, such as the agricultural landscapes.

The model shows that both farming practices have negative impact on the bird community supporting the idea that numerous and large areas should be conserved without human influences (e.g. parks). However, the two farming practices produced very different relative impacts on birds. Intensive farming leads to the decline of non-forest species because it directly influences the matrix. Concerning forest species, generalists were kept stable and specialists declined. This happens because intensive farming affects negatively supplementation (behavior of using the matrix as an extra habitat for feeding and defending territory) and migration through the matrix (because it decreases *Permeability to forest sp*). Since forest generalists are more vagile and less sensitive than specialists, rescue effect from Neighbor forest patches prevent the decline of generalists associated to Target forest patch. Traditional management destabilized non-forest birds, but had no effect on both forest groups. Hence, concerning bird conservation, traditional management should be preferable to **intensive** farming.

Finally, due to human activities a great part of the world's biodiversity has to sustain their lives in agricultural lands or natural patches embedded in an agricultural matrix. Therefore, our model could be applied to other patchy landscapes and results should be understood beyond the Cerrado ecoregion. This is possible if

basic knowledge, regarding matrix use by species and management effect on the matrix is available.

### Conflict of interest

The authors declare no conflict of interests.

### Uncited references

Bustamante et al. (2009), Cardoso da Silva and Bates (2002), McNeely and Scherr (2003), Shiva et al. (2002), Silva and Bates (2002) and Stotz (1996).

### Acknowledgments

We would like to thank the Brazilian National Council of Scientific and Technological Development (CNPq) and the Coordination for the Improvement of High Education Professionals (CAPES) for sponsoring a scholarship to FFG and a research fellowship to RBM. We are also grateful to the Graduate Program in Ecology and the Vice-rectory of Research and Graduate courses of the University of Brasília and the Dynalearn Project (co-funded by the EC within FP7, Project no. 231526; visit [www.dynalearn.edu](http://www.dynalearn.edu)). Prof. Carlos Henke, Prof. Ricardo Brites, Prof. Miguel Marini (University of Brasília), Prof. Mário Almeida Neto (University of Goiás), Prof. Jean Paul Metzger (University of São Paulo) and Prof. Eugênio Marcos Andrade Goulart (University of Minas Gerais) made an important contribution to this manuscript. We also thank Marco Túlio Ferreira (University of Minas Gerais), Marcelo Corrêa da Silva (University of Goiás), Isabella Gontijo, Gustavo Leite (University of Brasília) and Fernando Magyar. We acknowledge two anonymous reviewers for making the meaningful contribution to the manuscript. Part of the activities described in this paper was developed at the Conservation Planning Laboratory of the University of Brasília, which is supported by the Rede ComCerrado University of Brasília/Ministry of Science and Technology.

### References

Altieri, M.A., 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93 (1-3), 1-24.

Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74 (1-3), 19-31.

Andrade, R.D., Marini, M.A., 2001. Bird movement between natural forest patches in southeast Brazil. In: Albuquerque, J.L.B., Cândido Jr., J.F., Straube, F.C., Roos, A.L. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. Unisul, Tubarão.

Angelsen, A., Kaimowitz, D., 2001. Agricultural Technologies and Tropical Deforestation. CABI, Wallingford.

Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* 122 (3), 441-451.

Azevedo, C.S., Ferraz, J.B., Tinoco, H.P., Young, R., Rodrigues, M., 2010. Time-activity budget of greater rheas (*Rhea americana*, Aves) on a human-disturbed area: the role of habitat, time of the day, season and group size. *Acta Ethol.*, 1-9.

Balmford, A., Green, R., et al., 2005. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Glob. Change Biol.* 11 (10), 1594-1605.

Beddington, J.R., Free, C.A., Lawton, J.H., 1978. Characteristics of successful natural enemies in models of biological control of insect pests. *Nature* 273 (5663), 513.

Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R., 1996. *Ecology: Individuals, Populations, and Communities*. Wiley-Blackwell, Malden.

Belfrage, K., Björklund, J., Salomonsson, L., 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *Ambio*, 582-588.

Bélisle, M., Desrochers, A., Fortin, M.J., 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82 (7), 1893-1904.

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18 (4), 182-188.

Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., Metzger, J.P., 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40 (3), 273-276.

Borges Filho, H.C., Felfili, J.M., 2003. Avaliação dos níveis de extrativismo da casca de barbatimão [*Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville] no Distrito Federal, Brasil. *Revist. Árvore*, 27 (5), 735-745.

Bowman, G.B., Harris, L.D., 1980. Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *J. Wildl. Manage.* 44 (4), 806-813.

Brannstrom, C., Jepson, W., Filippi, A.M., Redo, D., Xu, Z., Ganesh, S., 2008. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Pol.* 25 (4), 579-595.

Bredeweg, B., Linnebank, F., Bouwer, A., Liem, J., 2009. Garp3-Workbench for qualitative modelling and simulation. *Ecol. Inform.* 4 (5-6), 263-281.

Brickle, N.W., Harper, D.G.C., Aebischer, N.J., Cockayne, S.H., 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *J. Appl. Ecol.* 37 (5), 742-755.

Burbach, R., Flynn, P., 1980. *Agribusiness in the Americas*. Monthly Review Press, New York.

Busby, D.G., Pearce, P.A., Garrity, N.R., Reynolds, L.M., 1983. Effect on an organophosphorus insecticide on brain cholinesterase activity in White-Throated Sparrows exposed to aerial forest spraying. *J. Appl. Ecol.* 20 (1), 255-263.

Bustamante, P.G., Correia, J.R., Lima, I.L.P., Cavechia, L.A., 2009. Recursos genéticos utilizados para a alimentação pelas famílias dos agricultores da comunidade Água Boa 2, no município Rio Pardo de Minas. [http://www.cnpq.embrapa.br/sbsp/anais/Trab\\_Format\\_PDF/108.pdf](http://www.cnpq.embrapa.br/sbsp/anais/Trab_Format_PDF/108.pdf) (assessed 19.01.10).

Cardoso da Silva, J.M., Bates, J.M., 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience* 52 (3), 225-234.

Carson, R., 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin.

Carvalho, A., Marini, M.A., 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. *Bird Conserv. Int.* 17 (04), 367-380.

Carvalho, F., De Marco Júnior, P., Ferreira, L.G., 2009. The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol. Conserv.* 142 (7), 1392-1403.

Castellon, T.D., Sieving, K.E., 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conserv. Biol.* 20 (1), 135-145.

Cavalcanti, R.B., Alves, M.A.S., 1997. Effects of fire on savanna birds in Central Brazil. *Ornit. Neot.* 8 (1), 85-87.

Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Shrubbs, M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37 (5), 771-788.

Cooper, R.J., Dodge, K.M., Martinat, P.J., Donahoe, S.B., Whitmore, R.C., 1990. Effect of diflufenuron application on eastern deciduous forest birds. *J. Wildl. Manage.* 54 (3), 486-493.

Desrochers, A., Hannon, S.J., 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conserv. Biol.* 11 (5), 1204-1210.

Diniz-Filho, J.A.F., Oliveira, G., Lobo, F., Ferreira, L.G., Bini, L.M., Rangel, T.F., 2009. Agriculture, habitat loss and spatial patterns of human occupation in a biodiversity hotspot. *Sci. Agricola* 66 (6), 764-771.

Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *J. Appl. Ecol.* 43 (2), 209-218.

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B: Biol. Sci.* 268 (1462), 25.

Eiten, G., 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* 38 (2), 201-341.

Falkenhainer, B., Forbus, K.D., 1991. Compositional modeling: finding the right model for the job. *Artif. Intell.* 51 (1-3), 95-143.

Faria, C., Rodrigues, M., 2009. Birds and army ants in a fragment of the Atlantic Forest of Brazil. *J. Field Ornithol.* 80 (4), 328-335.

Faria, D., Laps, R.R., Baumgarten, J., Cetra, M., 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 15 (2), 587-612.

Faria, L.C.P., Carrara, L.A., Amaral, F.Q., Vasconcelos, M.F., Diniz, M.G., Encarnação, C.D., Hoffmann, D., Gomes, H.B., Lopes, L.E., Rodrigues, M., 2009. The birds of Fazenda Brejão: a conservation priority area of Cerrado in northwestern Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotrop.* 9 (3), 223-240.

Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Maning, A.D., Mooney, A.H., Pejchar, L., Ranganathan, J., Tallis, H., 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6 (7), 380-385.

Forbus, K.D., 1984. Qualitative process theory. *Artif. Intell.* 24 (1-3), 85-168.

Forbus, K.D., 1996. Qualitative reasoning. In: *Hand Book for Computer Science*. Northwest University, Evanston.

Freitas, G.H.S., Chaves, A.V., Costa, L.M., Santos, F.R., Rodrigues, M., 2012. A new species of *Cinclodes* from the Espinhaço Range, southeastern Brazil: insights into the biogeographical history of the South American highlands. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01268.x>.

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie, S.R., Carter, N., 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. Biol.* 9 (6), 1425-1441.

Galetti, M., 2001. Indians within conservation units: lessons from the Atlantic forest. *Conserv. Biol.* 15 (3), 798-799.

Gilinsky, E., 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology* 65 (2), 455-468.

Goulart, F., Vandermeer, J., Perfecto, I., Matta-Machado, R., 2009. Análise agroecológica de dois paradigmas modernos. *Rev. Bras. Agroecol.* 4 (3), 76-85.

Goulart, F., Vandermeer, J., Perfecto, I., Matta-Machado, R., 2011. Frugivory by five bird species in agroforestry home-gardens. *Agroforest. Syst.* 82, 239-246. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-011-9398-z>.

Q5



- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* **307** (5709), 550.
- Greenberg, R., Bichier, P., Angon, A.C., Reitsma, R., 1997. Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala. *Conserv. Biol.* **11** (2), 448–459.
- Gustafson, E.J., Gardner, R.H., 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* **77** (1), 94–107.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Knauer, F., Pilz, S., Küchenhoff, H., Végvári, Z., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecol.* **25** (3), 407–417.
- Harris, R.J., Reed, J.M., 2002. Behavioral barriers to non-migratory movements of birds. *Annales Zoologici Fennici* **39**, 275–290.
- IBGE, 1998. *Censo agropecuário 1991–1996*: Goiás, número 25. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Jacobson, T.K.B., Bustamante, M.M.C., Kozovits, A.R., 2010. Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and N release in a Brazilian Cerrado under N, P and N plus P additions. *Environ. Pollut.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.019>.
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. *Conserv. Biol.* **19** (3), 707–713.
- Lara, D.X., Fiedler, N.C., Medeiros, M.B., 2010. Uso do fogo em propriedades rurais do cerrado em *Cavalcante, GO. Ciênc. Florest.* **17** (1).
- Le Bourlegat, C.A., Costa, R.B., 2003. A fragmentação da vegetação natural e o paradigma do desenvolvimento rural. In: Consta, R.B. (Ed.), *Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região centro-oeste*. Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande.
- Levins, R., 1966. The strategy of model building in population biology. *Am. Sci.* **54** (4), 421–431.
- Lima, S.L., 2009. Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biol. Rev.* **84** (3), 485–513.
- Lima, S.L., Valone, T.J., 1991. Predators and avian community organization: an experiment in a semi-desert grassland. *Oecologia* **86** (1), 105–112.
- Loibooki, M., Hofer, H., Campbell, K.L.L., East, M.L., 2002. Bushmeat hunting by communities adjacent to the Serengeti National Park, Tanzania: the importance of livestock ownership and alternative sources of protein and income. *Environ. Conserv.* **29** (03), 391–398.
- MacArthur, R.H., MacArthur, J.W., 1961. On bird species diversity. *Ecology* **42** (3), 594–598.
- Machado, R.B., 2000. A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília-DF. Thesis, University of Brasília, Brasília.
- Maldonado-Coelho, M., Marini, M.Á., 2004. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biol. Conserv.* **116** (1), 19–26.
- Martin, T.E., 1988. Habitat and area effects on forest bird assemblages: is nest predation an influence? *Ecology* **69** (1), 74–84.
- Marini, M.Á., 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conserv. Int.* **11** (01), 13–25.
- Marini, M.Á., 2010. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* **45** (1), 1–10.
- Marris, E., 2005. Conservation in Brazil: the forgotten ecosystem. *Nature* **437** (7061), 944–945.
- Marsden, S.J., Symes, C.T., Mack, A.L., 2006. The response of a New Guinean avifauna to conversion of forest to small-scale agriculture. *Ibis* **148** (4), 629–640.
- McNeely, J.A., Scherr, S.J., 2003. *Ecoagriculture: Strategies to Feed the World and Save Wild Biodiversity*. Island Press, Washington.
- Mendonça, R.C., Felfili, J.M., Walter, B.M.T., Silva Jr., M.C., Rezende, A.V., Filgueiras, T.S., Nogueira, P.E., Fagg, C.W., 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.F. (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnologia, Brasília-DF, pp. 423–1279.
- Mellink, E., Riojas-López, M.E., Luévano-Esparza, J., 2009. Organochlorine content and shell thickness in brown booby (*Sula leucogaster*) eggs in the Gulf of California and the southern Pacific coast of Mexico. *Environ. Pollut.* **157** (7), 2184–2188.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403** (6772), 853–858.
- Neely, C., Hatfield, R., 2007. Livestock systems. In: Scherr, S., McNeely, J. (Eds.), *Farming with Nature: The Science and Principles of Ecoagriculture*. Island Press, Washington, pp. 121–142.
- Nuttie, T., Bredeweg, B., Salles, P., Neumann, M., 2009. Representing and managing uncertainty in qualitative ecological models. *Ecol. Inform.* **4** (5–6), 358–366.
- Ormerod, S.J., Watkinson, A.R., 2000. Editors' introduction: birds and agriculture. *J. Appl. Ecol.* **37** (5), 699–705.
- Oliveira, W., 2009. *Ecologia Populacional e extrativismo de frutos de Caryocar brasiliensis*. Dissertation, University of Brasília, Brasília.
- Paine, R.T., 1969. A note on trophic complexity and community stability. *Am. Nat.* **103** (929), 91–93.
- Peres, C.A., 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv. Biol.* **14** (1), 240–253.
- Peres, C.A., 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conserv. Biol.* **15** (6), 1490–1505.
- Peres, C.A., Baidar, C., Zuidema, P.A., Wadt, L.H.O., Kainer, K.A., Gomes-Silva, D.A.P., Salomão, R.P., Simões, L.L., Franciosi, E.R.N., Valverde, F.C., Gribel, R., Shepard Jr., G., Kanashiro, M., Coventry, P., Yu, D., Watinkson, A., Freckleton, R.P., 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* **302** (5653), 2112.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., Wright, A., 2009. Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty. Earthscan/James and James, London.
- Perfecto, I., Rice, R.A., Greenberg, R., Van der Voort, M.E., 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *Bioscience* **46** (8), 598–608.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* **107** (13), 5786.
- Pianka, E.R., 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology* **47** (6), 1055–1059.
- Ratcliffe, D.A., 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. Appl. Ecol.* **7** (1), 67–115.
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, Delibes, M., 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *Am. Nat.* **164** (5), 130–153.
- Ribeiro, R.F., 2005. *Florestas anãs do Sertão*. O Cerrado na História de Minas Gerais. Autêntica, Belo Horizonte.
- Robertson, O.J., Radford, J.Q., 2009. Gap-crossing decisions of forest birds in a fragmented landscape. *Austral. Ecol.* **34** (4), 435–446.
- Roth, R.R., 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* **57** (4), 773–782.
- Salles, P., Bredeweg, B., 2006. Modelling population and community dynamics with qualitative reasoning. *Ecol. Model.* **195** (1–2), 114–128.
- Salles, P., Bredeweg, B., Araújo, S., 2006. Qualitative models about stream ecosystem recovery: exploratory studies. *Ecol. Model.* **194** (1–3), 80–89.
- Savadoço, P., Sawadogo, L., Tiveau, D., 2007. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agric. Ecosyst. Environ.* **118** (1–4), 80–92.
- Savory, A., 1999. *Holistic Management: A New Framework for Decision Making*. Island Press, Washington, DC.
- Sekercioglu, C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* **21** (8), 464–471.
- Sendoda, A.M., 2009. Efeito do manejo de fogo sobre comunidades de aves em campos sujos no Parque Nacional das Emas, GO/MS, Cerrado central. Dissertation, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Shiva, V., Jafri, A.H., Shiva, V., Bedi, G., 2002. *Seeds of Suicide: The Ecological and Human Costs of Globalization of Agriculture*. Sage Publications India Pvt Ltd, Delhi.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silva, A.K., Egito, M., 2005. Rede de Comercialização Solidária de Agricultores Familiares e Extrativistas do Cerrado: um novo protagonismo social. *Rev. Agric.* **2**, 14–16.
- Silva, J.M.C., 1995. Birds of the cerrado region, South America. *Steenstrupia* **21** (1), 69–92.
- Silva, J.M.C., Tabarelli, M., 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* **404** (6773), 72–74.
- Silva, J.M.C., Bates, J.M., 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience* **52** (3), 225–234.
- Stotz, D.F., 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press.
- Stouffer, P.C., Bierregaard Jr., R.O., 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* **76** (8), 2429–2445.
- Taylor, D.M., 1986. Effects of cattle grazing on passerine birds nesting in riparian habitat. *J. Range Manage.* **39** (3), 254–258.
- Toledo, V.M., 1992. What is ethnobotany? Origins, scope and implications of a rising discipline. *Etnoecológica* **1** (1), 5–21.
- Tscharntke, T., Sekercioglu, C.H., Dietsch, T.V., Sodhi, N.S., Hoehn, P., Tylianakis, J.M., 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology* **89** (4), 944–951.
- Uezu, A., Beyer, D.D., Metzger, J.P., 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiv. Conserv.* **17** (8), 1907–1922.
- Vandermeer, J., Carvajal, R., 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *Am. Nat.* **158** (3), 211.
- Vila Verde, G.M., Paula, J.R., Caneiro, D.M., 2003. Levantamento etnobotânico das plantas medicinais do cerrado utilizadas pela população de Mossamedes (GO). *Rev. Bras. Farmacognosia* **13**, 64–66.
- Weld, D., de Kleer, J. (Eds.), 1990. *Readings in Qualitative Reasoning About Physical Systems*. Morgan Kaufmann, San Mateo, CA.
- Weibull, A.C., Östman, Ö., Granqvist, A.A., 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiv. Conserv.* **12** (7), 1335–1355.
- Whittingham, M.J., Evans, K.L., 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* **146**, 210–220.
- Wilkie, D.S., Carpenter, J.F., 1999. Bushmeat hunting in the Congo Basin: an assessment of impacts and options for mitigation. *Biodiv. Conserv.* **8** (7), 927–955.