

Dissertação de mestrado

**Relacionando políticas públicas, dinâmica da paisagem e conservação da
biodiversidade**

Marina Schmoeller do Prado Rodrigues

Belo Horizonte
Fevereiro 2014

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Biologia Geral
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida
Silvestre

**Relacionando políticas públicas, dinâmica da paisagem e conservação da
biodiversidade**

Marina Schmoeller do Prado Rodrigues

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Área de Concentração: Conservação
Orientador: Prof. Dr. Adriano P. Paglia

Belo Horizonte

2014

“Com filosofia não há árvores: há ideias apenas.
Há só cada um de nós, como uma cave.
Há só uma janela fechada, e todo o mundo lá fora;
e um sonho do que se poderia ver se a janela se abrisse,
Que nunca é o que se vê quando se abre a janela”

Alberto Caeiro, heterônimo de Fernando Pessoa
em *Poemas Inconjuntos*

Agradecimentos

Ao Adriano e ao Johan, meus mentores e orientadores, porque acreditaram em mim e me deram caminhos, prazos e paciência quando eu já não os tinha. Obrigada por serem guia e inspiração.

A todos os agricultores de Mário Campos e funcionários da EMATER, do Sindicato e das secretarias de Segurança Alimentar de Betim e Belo Horizonte. Obrigada pela gentileza, pela boa-vontade e por todos os cafés, pães e bolos. Espero que nosso trabalho dê retornos positivos a todos vocês.

Ao Felipe Borges, meu assistente de campo, motorista e amigo, e à Marcela César, à Marina Martins e à Loyse, estagiárias da UNA, pela ajuda imprescindível que me deram em campo. Também pelo companheirismo e bom humor de todos eles mesmo nos ataques de carrapatos e outras situações “complicadas”.

Ao meu namorado e à minha família. Sanzio, você além de me brindar todos os dias com alegria e compreensão, me acompanhou em todas as crises e me socorreu sempre que estive ao seu alcance. Ao meu irmão, que me trouxe a Belo Horizonte e me deu casa, comida e amizade. À minha irmã e sobrinhos maravilhosos que me dão mais vontade de viver todos os dias. Muito obrigada a todos vocês, e em especial aos meus pais, que me apoiam em todas as decisões que eu tomo mesmo quando isso me leva pra mais longe deles. Pai, mãe, vocês sempre serão o modelo que eu quero seguir.

Aos amigos da pós-graduação, por todas as trocas e dicas, em especial à Anna Maria Paschoal e ao Rodrigo Massara.

A todos os demais amigos, obrigada por entenderem a minha ausência nos momentos mais críticos, por me convencerem a sair da toca e me divertir e por me darem empurrõezinhos necessários.

À CAPES e ao CNPq que financiaram e apoiaram meus estudos.

À UFMG e ao ECMVS pela grande oportunidade, e a todos os professores e funcionários a eles vinculados, essenciais para meu aprendizado e para o trabalho do cotidiano.

À Washington State University, na pessoa do Prof. Jahi Chappell, que trouxe esse maravilhoso projeto à tona e financiou parte dele.

Resumo

Entre as Metas de Desenvolvimento do Milênio estão a redução da fome e da pobreza e a promoção da sustentabilidade ambiental. Conciliar as duas metas é um grande desafio para os conservacionistas. O programa brasileiro “Fome Zero” é uma iniciativa emblemática, e sua implantação nas áreas intensamente degradadas e biodiversas do Cerrado e da Mata Atlântica apresenta uma oportunidade única para o estudo do potencial de políticas públicas afetarem positivamente ambos lados da equação. Em um estudo de caso em Mário Campos, MG, utilizamos mamíferos de médio e grande porte como indicadores de conservação da biodiversidade e analisamos os efeitos de uma das políticas do Fome Zero sobre os agricultores, suas práticas agrícolas, as mudanças no uso do solo e no desmatamento e, finalmente, sobre a biodiversidade. A metodologia consistiu em entrevistas, sensoriamento remoto e armadilhamento fotográfico, e a realizamos entre 2012 e 2013, para permitir um intervalo de 10 anos desde o início das políticas (2001). Não encontramos efeito das políticas sobre as práticas agrícolas, principalmente devido à limitação do valor total permitido anualmente por agricultor e à hesitação dos agricultores em participar. A paisagem de Mário Campos mudou pouco no período, com padrões diferentes de uso do solo entre 2001-2005 e 2005-2011: um aumento em áreas de plantio e vegetação e na fragmentação, seguida por um decréscimo, mais sutil, em favor de pastagens. A classe de pastagens foi a única com crescimento contínuo, o que pode estar associado ao abandono de terras e ao loteamento. Registramos 14 espécies nas armadilhas fotográficas e 26 em entrevistas, sendo *Cuniculus paca* e *Galictis* sp. as mais frequentes, respectivamente, para cada metodologia. As espécies em geral preferiram áreas próximas de plantios e responderam com maior frequência à fragmentação do que à perda de habitat. Nossos resultados sugerem que pequenas propriedades agrícolas têm potencial como habitats alternativos para os mamíferos e podem ser manejadas como corredores para a dispersão. Simultaneamente, as políticas de estímulo à agricultura familiar precisam aprimorar suas estratégias para garantir a manutenção da produção de alimento e amenizar o abandono de terras.

Palavras-chave: uso de habitat, mamíferos, mudanças no uso do solo, agricultura familiar

Abstract

The Millennium Development goals propose that we reduce poverty and hunger while caring for environmental sustainability. Conservationist now face the challenge to reconcile human development to biodiversity conservation. Brazilian “Zero Hunger” scheme is a flagship initiative worldwide, and its implementation in the highly degraded and biodiverse Cerrado and Atlantic Forest pose a unique opportunity to study the potential of public policies to affect positively both sides of the equation. Through a case study in Mário Campos, Minas Gerais, we used medium and large mammals as indicators of biodiversity conservation and analyzed stepwise the effects of one of Zero Hunger policies on farmers, agricultural practices, land use change and deforestation and, finally, on biodiversity. Our methodology included interviews, remote sensing and camera trapping and occurred between 2012 and 2013, allowing for a 10-year timespan since the policy started (2001). We found no effect of the policies on agricultural practices, mainly due to the limited amount of produce sale allowed annually by farmer and to the hesitation of farmers to participate. Little has changed in Mario Campos’ landscape in the period, with different patterns of land use observed between 2001-2005 and 2005-2011, an increase in cropland, vegetation and fragmentation followed by a slighter decrease in favor of pasture. The only use with continuous increase was Pasture/Grassland, which may be associated with land abandonment and land division for housing estate. We registered 14 species in camera traps and 26 in interviews, with *Cuniculus paca* and *Galictis* sp. as the most frequent for each methodology, respectively. Species generally seemed to prefer locations near croplands to other uses, and to respond more frequently to fragmentation than to habitat loss. Our results suggest small cropland areas have potential as alternative habitats for mammal species, and can be managed to become corridors for dispersion. Meanwhile, policies to stimulate small farmers need to have their regulations improved in order to keep food production and slow down land abandonment.

Key words: habitat use, mammals, land-use land-cover change, family agriculture

Sumário

Relacionando políticas públicas, dinâmica da paisagem e conservação da biodiversidade

RESUMO.....	5
ABSTRACT	6
LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE FIGURAS	9
1. INTRODUÇÃO	11
1.1. CONSERVAÇÃO: SOCIEDADE, CIÊNCIA E POLÍTICA	11
1.2. AMEAÇAS À BIODIVERSIDADE	13
1.3. O BRASIL NO CENÁRIO MUNDIAL	15
1.3.1. <i>Contexto ambiental</i>	15
1.3.2. <i>Contexto político-social</i>	17
1.4. OBJETIVOS	21
2. MÉTODOS	22
2.1. ÁREA DE ESTUDO	22
2.2. ANÁLISE SOCIOECONÔMICA.....	23
2.3. DINÂMICA DA PAISAGEM E MUDANÇAS NO USO DO SOLO	26
2.4. MODELO DE ESTUDO DE BIODIVERSIDADE	30
2.5. LEVANTAMENTO DA BIODIVERSIDADE	33
2.5.1. <i>Armadilhamento fotográfico</i>	33
2.5.2. <i>Entrevistas</i>	34
2.6. PERCEÇÃO DA PAISAGEM PELAS ESPÉCIES ALVO	35
3. RESULTADOS.....	36
3.1. ANÁLISE SOCIOECONÔMICA	36
3.2. DINÂMICA DA PAISAGEM E MUDANÇAS NO USO DO SOLO	38
3.3. LEVANTAMENTO DA BIODIVERSIDADE	43
3.4. PERCEÇÃO DA PAISAGEM PELAS ESPÉCIES ALVO	47
4. DISCUSSÃO	52
5. CONCLUSÃO	59
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	60

Lista de tabelas

Tabela 1: Lista detalhada das espécies incluídas no estudo de biodiversidade, com as distribuições no Brasil segundo a Lista Vermelha da IUCN e última edição do livro Mamíferos do Brasil (Reis et al 2011). 30

Tabela 2: Matriz de confusão da classificação por Máxima Verossimilhança da imagem Landsat 5 TM de abril/2011, referente a Mário Campos-MG. A matriz foi calculada a partir de 135 pontos de referência. Valores de precisão para cada classe estão apresentados em itálico. 39

Tabela 3: Sucesso de captura para cada espécie pelas duas diferentes metodologias utilizadas. A linha N representa o tamanho amostral para cada método. A coluna de Registros indica o número de pontos em que a espécie ocorreu, sem considerar ocorrências repetidas no mesmo ponto. 47

Tabela 4: Resultados dos testes de significância (Qui-quadrado) do modelo linear generalizado com distribuição de Poisson para os valores de riqueza dos 39 pontos amostrais de armadilhamento fotográfico. Destacada em itálico a única métrica com efeito sobre a riqueza, a área total de plantio agrícola (horta), com efeito positivo. 49

Tabela 5: Modelos de ocupação mais parcimoniosos para as sete espécies com ocorrência em mais de três pontos amostrais. Psi é a probabilidade de ocorrência (ocupação) e p a probabilidade de detecção da espécie em questão. Valores menores de AIC indicam modelos mais parcimoniosos. 51

Tabela 6: Coeficientes dos efeitos das covariáveis dos modelos com menor Critério de Akaike sobre as probabilidades de ocupação e detectabilidade de cada espécie analisada. 52

Lista de figuras

Figura 1: Diagrama da cadeia de efeitos investigada. Quadros pontilhados representam os efeitos indiretos, foco principal do estudo, e os quadros contínuos os componentes principais em que foram decompostos. ... 22

Figura 2: Localização do estado de Minas Gerais, na região de transição entre Mata Atlântica e Cerrado (A) e do município de Mário Campos, na região metropolitana de Belo Horizonte (B). 23

Figura 3: Distribuição dos pontos amostrais de entrevistas na área de estudo. 25

Figura 4: Distribuição dos pontos amostrais de armadilhas fotográficas na área de estudo. 34

Figura 5: Mudanças de uso e cobertura do solo para abril dos anos de 2001, 2005 e 2011, em área total (hectares) ocupada pelas classe de uso. ... 39

Figura 6: Mapa temático de Mário Campos em 2001, produzido por classificação por Máxima Verossimilhança. 40

Figura 7: Mapa temático de Mário Campos em 2005, produzido por classificação por Máxima Verossimilhança. 40

Figura 8: Mapa temático de Mário Campos em 2011, produzido por classificação por Máxima Verossimilhança. 41

Figura 9: Variação nas métricas de paisagem calculadas com base em janelas móveis circulares de raio 393m (média anual \pm IC 95%). Os gráficos A-C referem-se às métricas de fragmentação *per se* e os gráficos D-G referem-se às métricas de perda de habitat, com áreas em hectares. 42

Figura 10: Quadros extraídos de vídeos de registro de espécies das quatro espécies mais comuns na área de estudo. (A) *Cuniculus paca*, registrada em 51% dos pontos, nesta imagem capturada com um filhote; (B) *Dasybus novemcinctus*, o tatu-galinha, registrado em 20,5% dos pontos; (C) *Leopardus* sp., a jaguatirica, observado em 17,9% dos pontos e (D) *Sylvilagus brasiliensis*, ou tapeti, registrado em 15,4% dos pontos. 44

Figura 11: Quadros extraídos de vídeos de registro das espécies mais raras encontradas no estudo em armadilha fotográfica. (A) *Eira barbara* ou

irara, com dois registros; (B) *Puma concolor*, a onça parda, com apenas um registro; (C) *Puma yaguaroundi*, também conhecido como gato-mourisco, com dois registros; (D) *Tamandua tetradactyla*, o tamanduá-mirim ou tamanduá-de-colete, com um único registro; (E) veado, *Mazama* sp., com três registros e (F) *Procyon concolor*, conhecido como mão-pelada, com dois registros. 45

Figura 12: Quadros extraídos de vídeos de registro de espécies em armadilha fotográfica. (A) Grupo de quatis (*Nasua nasua*); (B) *Cabassous* sp., o tatu-do-rabo-mole; (C) *Cerdocyon thous*, cachorro-do-mato ou raposinha; (D) *Callithrix penicillata*, registrada por entrevistas e avistada durante coletas, mas capturada em armadilhas somente uma vez. 46

Figura 13: Correlograma de Mantel com 20 classes de distância e 999 permutações, mostrando a correlação espacial entre as comunidades em pontos amostrais de diferentes distâncias. Os pontos representam o valor central de cada classe. Pontos pretos indicam presença de autocorrelação espacial positiva ($r_M > 0,1$), ou seja, que comunidades localizadas no intervalo de distância da classe representada tendem a ser semelhantes. Não há correlação negativa ($r_M < -0,1$). 48

1. Introdução

1.1. **Conservação: sociedade, ciência e política**

As Metas de Desenvolvimento para o Milênio (*Millenium Development Goals*), propostas pelos 200 países membros da Organização das Nações Unidas em 2000, incluem dois pontos no centro dos estudos da Biologia da Conservação: Como reduzir a fome e a pobreza (meta 1) garantindo a sustentabilidade ambiental (meta 7)? Historicamente, duas linhas teóricas principais tentam responder a essa pergunta. A primeira delas, conhecida como *land sparing*, propõe que devem haver divisões entre áreas para uso humano e áreas totalmente restritas, cujo objetivo seja exclusivamente preservar a biodiversidade. A segunda, *land sharing*, propõe que as áreas destinadas à conservação sejam utilizadas, desde que o uso seja planejado de forma a não prejudicar a sobrevivência das espécies e que, em contrapartida, áreas de uso humano sejam manejadas para que sejam utilizáveis pela biodiversidade (Lin & Fuller 2013).

A teoria do *land sparing* surgiu primeiro e teve implicações sobre o uso do solo em muitos locais, pois a criação de áreas protegidas muitas vezes intensificou o crescimento populacional e a urbanização nas áreas de entorno (Wittemyer 2008). Um dos maiores impactos sociais foi a desocupação de áreas para a constituição de áreas protegidas, e a imposição de restrições à exploração, já que essas áreas frequentemente faziam parte da cultura e da subsistência dessas populações (West et al 2006). O modelo de transição florestal (*Forest Transition Model*; Mather & Needle 1998), veio ao encontro do *land sparing*, sugerindo que o aumento da tecnologia no campo reduziria a área necessária para a produção de alimento e, conseqüentemente, mais áreas poderiam ser reservadas para a biodiversidade. Embora novas tecnologias tenham de fato maximizado a produção por área (e.g., Shen et al 2013), o modelo falha principalmente por desconsiderar dois importantes aspectos. Primeiro, os moldes econômicos atuais fazem com que a produção não pare no limite necessário para o atendimento da população, mas aumente conforme flutuações no mercado interno e no mercado de exportação (Myers et al 2010). Portanto, o aumento da produtividade por área não garante que

menos áreas serão exploradas para a agricultura. Segundo, alguns estudos já mostram que a forma de produção agrícola pode ter um impacto significativo sobre a biodiversidade. A agricultura com menor intervenção química e mecânica favorece a composição de comunidades de espécies nativas e de ciclo de vida longo (Boutin & Jobin 1998). Além disso, pesquisadores têm enfatizado que as áreas protegidas são influenciadas pelo que é feito nas áreas do entorno, através principalmente dos efeitos de borda e matriz (ver item 1.2). Entretanto, há resultados apontando o *land sparing* como o modelo com maior potencial para a conservação da biodiversidade (Phalan et al 2011).

Na visão dos defensores do *land sharing*, áreas humanas devem ser planejadas e manejadas de forma a se tornarem utilizáveis pela biodiversidade (Fischer et al 2008). A principal medida criada sob a influência dessa ideia é provavelmente a agroecologia, que estuda e propõe técnicas para integrar a produção agrícola rentável com a biodiversidade (Altieri 1989). As técnicas mais populares são a agricultura orgânica, sem uso de químicos (Hodgson et al 2010), e a agrofloresta, em que o cultivo dos produtos de mercado é feito em meio a florestas de vegetação nativa, que fornece proteção contra dissecação e reduz a necessidade de preparo do solo (Whittingham 2011). Atingir através dessas técnicas produtividade equivalente à do cultivo intensivo, segundo os cálculos econômicos tradicionais de custo-benefício, ainda é pouco comum, o que dificulta a disseminação dessas práticas (Flores & Sarandón 2004). A segunda limitação é o alto custo de tempo e recursos geralmente necessário para a implantação desses sistemas, que o torna inacessível para a maior parte dos agricultores, a não ser que seja oferecido apoio de organizações governamentais ou não-governamentais (Tilman et al 2002). Além disso, o acesso dos pequenos agricultores ao conhecimento dessas técnicas ainda é muito limitado. A implantação ampla desses sistemas necessitaria ser acompanhada pela expansão e formação da assistência rural para que os agricultores fossem devidamente orientados (Whittingham 2011).

Embora os avanços científicos e tecnológicos tenham buscado reconciliar a subsistência humana e a manutenção da biodiversidade, não existe ainda consenso sobre o melhor caminho. O consenso entre a maioria dos cientistas, entretanto, é que em última instância escolhas sempre precisarão ser feitas, favorecendo um dos lados (Fischer et al 2011), e de que

a decisão deve ser tomada considerando o contexto da paisagem (Egan & Mortensen 2012). A fome, que ainda atinge cerca de 842 milhões de pessoas no mundo (FAO 2013), e os crescentes acidentes decorrentes de impactos ambientais (ver, por exemplo, Hewitt 2013) são provavelmente a maior pressão para que a sociedade busque alternativas ao padrão de exploração, mas a comunicação entre pesquisadores, população e tomadores de decisão ainda precisa se desenvolver consideravelmente para que isso se torne realidade (Robertson & Swinton 2005).

1.2. Ameaças à biodiversidade

O primeiro impacto humano sobre a biodiversidade é a supressão dos habitats naturais das espécies e substituição desses habitats por paisagens alteradas. A perda de habitat influencia diretamente a retração das áreas de distribuição das espécies, através de extinções locais provocadas pela escassez de habitat viável, mas também interage com outros mecanismos que determinam a persistência ou não destas em diversos locais (Bender & Fahrig 2005, Ewers & Didham 2005). Entre estes mecanismos destacam-se o efeito de borda e o efeito de matriz. O efeito de borda (Murcia 1995) refere-se à alteração das áreas florestais adjacentes ao habitat modificado (matriz). As áreas de borda estão geralmente mais sujeitas à radiação solar, ao intemperismo, à dissecação (Murcia 1995, Fetcher et al. 1985, Geiger 1965) e à invasão por espécies exóticas e/ou oportunistas (Laurance et al 2006). Assim, a estrutura e a diversidade da vegetação e, conseqüentemente, das espécies animais, pode ser muito diferente entre as bordas e os interiores dos fragmentos (Fletcher Jr. 2005). Algumas espécies não toleram essas condições diferenciadas, de modo que suas áreas ficam ainda mais restritas, reduzindo o tamanho efetivo de habitat disponível para a área interna do fragmento, sob pouco ou nenhum efeito de borda (e.g., Stevens & Husband 1998). Entretanto, a intensidade e a profundidade com que o efeito de borda penetra o fragmento variam de acordo com o tipo de uso nas áreas adjacentes ou matrizes (Santos-Filho et al 2012, Nascimento et al 2006). As matrizes podem servir como zonas de amortecimento ou ainda serem habitats alternativos para as espécies florestais (Santos-Filho et al 2008, Gascon et al 1999). A capacidade dos indivíduos de uma determinada espécie em atravessar a matriz entre áreas de

vegetação nativa define o conceito de permeabilidade da matriz. A permeabilidade varia não apenas com o uso da matriz, mas também entre espécies, e é um importante determinante da manutenção da conectividade e, portanto, da diversidade local e regional de espécies (Laurance 2008, Steffan-Dewenter et al 2002, Gascon et al 1999). Consequentemente, os tipos de uso dados ao solo entre as manchas de vegetação nativa são importantes fatores na definição do potencial de conservação de uma área.

Os estudos de efeitos de matriz (em interação ou não com o efeito de borda e a perda de habitat) têm se tornado mais comuns, e muitos autores já defendem a análise do contexto da paisagem como um todo (e.g., Revilla et al 2004, McIntyre & Hobbs 1999), ao invés do foco em algumas matrizes específicas, considerando uma matriz homogênea. Nesse sentido, as tecnologias de sensoriamento remoto (Kennedy et al 2009), as métricas de paisagem (Griffith 2004) e as metodologias interdisciplinares entre as ciências humanas, exatas e naturais (Perz et al 2010) são ferramentas fundamentais para compreensão dos muitos fatores influenciando no nível de paisagem.

O modelo de metapopulações (Levins 1969) foi um dos responsáveis por incitar o estudo da paisagem em escalas mais compreensivas. Segundo este modelo, manchas de habitat podem abrigar populações ligadas por episódios estocásticos de migração, e manchas maiores (*source*) tenderão a fornecer indivíduos para recolonizar manchas menores (*sink*). Como mencionado, esse modelo pressupõe que as migrações são estocásticas, não influenciadas por variáveis ambientais. Os modelos de ocupação mais modernos, como o proposto por Mackenzie et al (2002) permitem a inclusão de variáveis ambientais específicas para cada mancha. É mais robusto, pois considera que muitas vezes espécies presentes podem não ser detectadas, e que a capacidade de detectar uma espécie também pode ser influenciada por variáveis ambientais. Esses modelos têm sido muito utilizados para explicar padrões de distribuição e abundância de espécies (Swihart 2003) e até como guia para medidas de conservação (Wan et al 2009).

Relevância especial deve ser dada ao contexto de paisagem para avaliar estratégias de conservação em áreas já em avançado estado de degradação (Santos-Filho et al 2012). A Mata Atlântica é um exemplo claro, por se tratar de um bioma extremamente fragmentado (SOS Mata Atlântica & INPE 2012), com

um histórico de ciclos de exploração intensivos (Dean 1996). Muitas de suas espécies estão ameaçadas pela perda de habitat e pela caça, algumas já com altas taxas de extinção local (Canale et al 2012). Mamíferos de médio e grande porte em geral são muito sensíveis, pois requerem áreas habitáveis grandes, tanto pela sua mobilidade característica quanto pela alta demanda energética, que torna necessária alta disponibilidade de presas (McNab 1963). Por outro lado, algumas espécies deste grupo podem resistir à fragmentação por sua capacidade de mover-se através da matriz, utilizando vários fragmentos, e de utilizá-la como habitat alternativo (Brady 2011, Revilla et al 2004). A persistência de espécies em paisagens profundamente alteradas ainda é, entretanto, pouco compreendida.

1.3. O Brasil no cenário mundial

O Brasil, como potência econômica em desenvolvimento (Lopez 2011, Ministério da Fazenda 2010), lar de uma das maiores biodiversidades do planeta (Olson et al 2001) e de altos índices de pobreza e desnutrição (IBGE 2010), representa um bom estudo de caso das relações entre problemas sociais e ambientais. O conflito entre essas duas questões e entre elas e o desenvolvimento econômico fica claro em debates recentes no cenário político brasileiro, que ganharam destaque internacional, principalmente as alterações no Código Florestal (Murphy 2012), a construção da usina hidrelétrica de Belo Monte (e.g., Rochas & Stauffer 2012) e a transposição do rio São Francisco (Stolf et al 2012).

1.3.1. Contexto ambiental

Historicamente, os ecossistemas brasileiros foram intensamente explorados durante ciclos de extração de recursos florestais, minerais, e de desmatamento para introdução de agropecuária (Dean 1996). A Amazônia, pela distância do litoral e dificuldade de acesso, permaneceu relativamente intacta até meados de 1970 (Fearnside 2005), enquanto ecossistemas costeiros, em especial a Floresta Atlântica, foram devastados até restarem atualmente somente cerca de 8% de sua cobertura original (SOS Mata Atlântica & INPE 2012).

Em seu limite oeste, a Mata Atlântica forma um ecótono com o Cerrado, outro ecossistema intensamente degradado (45% da formação original remanescente; Machado et al 2004). Juntos, esses dois biomas cobrem mais de 35% do território e abrigam aproximadamente 47% da diversidade de mamíferos do Brasil, sendo 32 espécies endêmicas de Cerrado e 90 de Mata Atlântica (Paglia et al 2012). Das espécies ameaçadas de extinção, pelo menos 500 tem registros de ocorrências em um ou ambos biomas (dados do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). As regiões de transição entre biomas (ecótono) são consideradas de alta importância ecológica, por representarem habitat para espécies de ambos os ecossistemas envolvidos e ainda para outras espécies, que se beneficiam da diversidade representada pela integração de recursos (Scarano 2009, Risser 1995). Assim, o valor biológico da proteção dessas áreas é incontestável. Segundo avaliação do Ministério do Meio Ambiente (2007), Minas Gerais é o segundo estado com maior área de Cerrado (16% do total), atrás somente do Mato Grosso (18%), e tem 41% de seu território em área de Mata Atlântica, representando 22% do total do bioma no Brasil. Enquanto as taxas de desmatamento do Cerrado no estado são relativamente baixas, 2,7% entre 2002 e 2008 contra 7% do estado no Maranhão, líder do ranking (CSR/IBAMA 2009), o desmatamento de Mata Atlântica foi o maior do Brasil nas últimas quatro avaliações, entre 2008 e 2012 (SOS Mata Atlântica & INPE 2012).

Uma das grandes causas do desmatamento no Brasil (em áreas tropicais em geral: Boucher et al. 2011) é a expansão agropecuária, movida por pressões de demanda nacional e internacional. O desmatamento (i.e. perda de habitat), por sua vez, é considerado a principal causa de extinção de espécies, embora o crescimento populacional humano seja apontado como causa última das extinções de mamíferos e aves (McKee et al 2013). É importante considerar que existe um atraso na resposta à degradação, especialmente para espécies de ciclos de vida longos (Kuussaari et al 2009, Metzger et al 2009) e que, portanto, entender a dinâmica dos processos em locais submetidos a longos períodos de degradação é útil para a conservação de áreas cuja degradação é mais recente (e.g., a Amazônia).

Entender como as espécies, especialmente as mais sensíveis, respondem às mudanças na paisagem provocadas pelas pressões humanas

em mosaicos tão complexos de uso e cobertura vegetal é fundamental para delinear iniciativas de conservação. Simultaneamente, é necessário considerar a subsistência das crescentes populações humanas nessas áreas. No entanto, embora haja iniciativas públicas (e.g., pesquisas desenvolvidas pelo INPE e pelo IBGE) e privadas (e.g., iniciativas de Organizações não-governamentais como SOS Mata Atlântica e Conservation International) de monitoramentos ambientais e sociais, as análises integrando dados das diferentes áreas e procurando causas para os padrões encontrados são ainda escassas (Boucher et al 2011).

1.3.2. Contexto político-social

No Brasil, a disputa entre o uso agropecuário da terra e a conservação da biodiversidade é cada vez mais intensa, principalmente desde a composição da chamada “bancada ruralista” do Congresso Nacional, composta por deputados que defendem os interesses do agronegócio. As recentes alterações sofridas pelo Código Florestal Brasileiro (Lei Nº 4.771 de 15/09/1965, substituída pela Lei Nº 12.651 de 25/05/2012) são um reflexo da influência que esse cenário político pode ter para a biodiversidade. Os produtos da agropecuária estão entre os principais produtos de exportação do Brasil, atrás somente do petróleo e do minério de ferro; portanto, a relevância econômica, em termos nacionais, de manter a expansão agropecuária é muito grande (MDIC 2013). No entanto, os principais beneficiados pela indústria de exportação são os proprietários de agroindústrias e de grandes monoculturas (principalmente cana-de-açúcar, soja, café e gado), enquanto pequenos produtores tradicionais tendem a perder cada vez mais espaço e ceder suas terras à urbanização ou a grandes agronegócios (IBGE 2006).

O impacto econômico dessa questão pode parecer insignificante, quando comparamos o capital movimentado individualmente por pequenos e grandes produtores (IBGE 2006). Porém, o custo social dessa transição é significativo e tem impactos indiretos na economia. A maior parte do território agrícola nacional é ocupada pelo agronegócio, destinado principalmente à exportação e que, portanto, não alimenta a população interna brasileira (IBGE 2006). A soja, por exemplo, ocupa 27 milhões de hectares e é o terceiro produto mais exportado pelo país (MDIC 2013). Enquanto isso, quase 70% da

mão-de-obra ocupada no campo encontra-se em pequenas propriedades (até 50ha), concentradas em apenas 13% do território agrícola total, mas responsáveis pela produção dos alimentos básicos consumidos pela população (arroz, feijão, mandioca, hortaliças e leite; IBGE 2006, Spavorek 2005). Logo, a perda de áreas de produção familiar implica na redução da produção de alimentos da dieta básica brasileira, e, a longo prazo, pode levar à necessidade de importar tais produtos, elevando os preços para os consumidores, ou ainda conduzindo a mudanças nos hábitos alimentares. Este último já vem sendo observado, com um aumento significativo no consumo de gorduras e carboidratos complexos (IBGE 2004).

O padrão de vida nas zonas rurais brasileiras é bem abaixo da média nacional. Embora produzam a maior parte do alimento consumido no país, os pequenos agricultores são uma das parcelas mais pobres da população (em países em desenvolvimento em geral: Nivia et al 2009), representando 45% da população em extrema pobreza (IBGE 2010). Embora a economia nacional seja apoiada em produção agropecuária, a vulnerabilidade alimentar ainda é alta (35% na zona rural e 30% na zona urbana), especialmente nas regiões norte e nordeste, e a renda está diretamente relacionada ao grau de insegurança alimentar (IBGE 2010). Muito do que é produzido não é vendido por falta de recurso para o transporte até grandes mercados consumidores, ou por se perder no armazenamento, no transporte ou nos mercados (Vilela et al 2003). Investindo em políticas focadas nesses aspectos, o Brasil tem potencial para prover segurança alimentar aos seus habitantes.

Vários programas de combate à fome e à pobreza foram iniciados a partir de 2003, muitos deles agrupados sob o nome de “Fome Zero”. Em 2010, o direito à alimentação foi incluído entre os direitos sociais no artigo 6º da Constituição Brasileira, através da Emenda Constitucional 64. Antes, entretanto, que os programas de segurança alimentar tivessem alcance nacional, a prefeitura de Belo Horizonte já havia estabelecido (em 1993) uma Secretaria de Segurança Alimentar, com o objetivo de garantir à população o acesso à alimentação. As políticas do Fome Zero incluem o apoio a pequenos agricultores familiares, através de plataformas de crédito (com baixas taxas de juros e longos prazos de pagamento) e de programas de compra direto do produtor. Destacam-se entre estes últimos as feiras (‘Direto da Roça’), os

restaurantes públicos subsidiados ('Restaurantes Populares'), que servem alimentos frescos e nutricionalmente balanceados a baixo custo, e as merendas escolares, oferecidas gratuitamente aos alunos de escolas públicas (Chappel 2009, Rocha & Lessa 2009).

Um dos principais mecanismos de compra direta é denominado Programa de Aquisição de Alimentos da Agricultura Familiar (PAA) (Lei Federal 10696/2003, Decreto 7775/2012) e tem como objetivo central dar aos pequenos agricultores uma fonte de renda estável e razoável. É de particular importância, uma vez que os pequenos produtores tendem a vender seus produtos por preços muito abaixo do mercado para intermediários, que tem acesso a mercados maiores e obtêm a maior parte do lucro no processo. Esses intermediários são popularmente denominados "atravessadores", possuem maior mobilidade (facilidade de transportar os produtos até os mercados compradores) e trabalham com maior quantidade e diversidade de produtos, de forma que conseguem acessar mercados que seriam inviáveis para os pequenos agricultores familiares (Faulin & Azevedo 2003, Wilkinson 2003). A ideia principal do PAA é firmar um compromisso dos governos municipais e federal de compra de produtos a preços justos de pequenos produtores, eliminando assim a participação do atravessador. O programa de merendas escolares determina que 30% da verba recebida do governo federal para o gasto com alimentos deve ser destinada a produtos adquiridos via PAA. Desde sua implantação em 2003, o PAA já adquiriu mais de dois milhões de toneladas em produtos agrícolas, totalizando aproximadamente 2.3 bilhões de reais (Santarelli & Moreira 2010). Pesquisas realizadas a respeito da qualidade de vida de agricultores e de suas práticas agrícolas ligaram o aumento da renda e do acesso aos recursos com a diversificação da agricultura em pequenas propriedades (e.g. IAASTD 2009, Oumer & de Neergaard 2011).

Existem seis iniciativas pelas quais o PAA atualmente opera, geridas por diferentes entidades governamentais. Para os fins deste estudo focaremos na Iniciativa de Aquisição Local (IAL), operada pelas prefeituras municipais ou secretarias a elas relacionadas. A IAL corresponde à compra de alimentos de produtores individuais, em contraste com outras iniciativas cujo foco é em cooperativas e associações de produtores. Ela responde por 10% da produção obtida de pequenos produtores no Brasil através do PAA (Anton 2011). O IAL é

administrado pelo governo municipal, e as licitações para participação são divulgadas ao público. Até 2012, existiam 23 municípios em Minas Gerais operando IAL's, mas produtores de municípios que não possuem IAL próprio podem se inscrever em licitações de outros municípios. Cada produtor pode participar de apenas uma IAL por ano (embora possa aderir simultaneamente a outras iniciativas do PAA), sendo essa participação limitada atualmente a um total de R\$5,5 mil/ano, após aumento em 2013 (valor prévio R\$4,5 mil). Em 2011, a Secretaria Municipal Adjunta de Segurança Alimentar e Nutricional (SMASAN) de Belo Horizonte, que opera o programa, trabalhou com 325 pequenos produtores (Santarelli & Moreira 2010). Embora a aquisição dos produtos seja local a microrregional, os preços para compra dos alimentos, são estabelecidos pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) para cada Unidade Federativa, uma vez ao ano. O recurso financeiro provém também do governo federal, e a administração do programa é centrada nessa esfera, embora seja gerida localmente pelas prefeituras.

Programas como o PAA podem ser eficientes em fornecer aos pequenos agricultores maior segurança econômica e nutricional, e encorajar o uso de práticas agrícolas intensivas e menos agressivas à biodiversidade (Oumer & de Neergaard 2011, Moreira et al 2010), evitando a expansão agrícola e a degradação do solo, seguidos pelo abandono e expansão para uma nova área (desmatamento), em um ciclo vicioso. Resultados prévios de Chappell (2009) e Anton (2011) apontam que produtores agrícolas do entorno de Belo Horizonte, trabalhando com as políticas de segurança alimentar do município, diversificaram seus plantios, têm rendas mais altas e estáveis e atitudes mais positivas em relação ao futuro. Entrevistas com administradores dos programas dão indícios também de práticas menos agressivas à biodiversidade, e resultados preliminares indicam maior diversidade de formigas (um indicador de biodiversidade comumente utilizado) em propriedades trabalhando com os programas de Belo Horizonte (Chappell 2009).

Através da melhoria da subsistência e do suporte à diversificação agrícola, as políticas do Fome Zero poderiam então influenciar as taxas de desmatamento, ao dar aos pequenos produtores a possibilidade de sair da pobreza sem a necessidade de aumentar sua área produtiva pela supressão da vegetação. As decisões somadas de muitos pequenos agricultores sobre suas

práticas agrícolas poderiam contribuir significativamente para alterar o uso e cobertura do solo (Lin et al 2011, Sloan 2007). Assim, o Fome Zero poderia ser um elo potencial entre reduções nas taxas de desmatamento e na fome. No entanto, os efeitos desses programas na qualidade de vida e nas práticas agrícolas dos pequenos agricultores e nas decisões deles em expandir ou reduzir as áreas de plantio ainda não foram estudados. Essa interpretação interdisciplinar demanda um corpo de especialistas e de métodos que ainda é pouco desenvolvido (e.g., Niraj et al 2010, Mercer-Clarke et al 2008, Ostrom 2007), mas é importante para guiar políticas públicas e mudanças na legislação, especialmente a ambiental. Este estudo compõe a primeira avaliação das mudanças no uso e cobertura do solo (*land-cover/land-use change* – LCLUC) e da distribuição de um componente da biodiversidade relacionando-as a um conjunto recente de políticas públicas de caráter social. Este trabalho foi realizado em parceria com a Washington State University (WSU), nas pessoas do Dr. Michael Jahi Chappel e do Dr. Johan A. Oldekop.

1.4. Objetivos

O objetivo principal deste trabalho é compreender *Quais as implicações das políticas públicas sociais para a conservação?* Para responder esta questão, investigamos os efeitos das políticas de segurança alimentar ligadas ao programa “Fome Zero” na qualidade de vida dos pequenos produtores, no desmatamento e, por fim, na biodiversidade de mamíferos de médio e grande porte, em uma cadeia de efeitos (Figura 1). Cada componente dessa cadeia foi avaliado separadamente e posteriormente integrado, pela decomposição da questão principal em três questões secundárias, representadas na figura pelas setas.

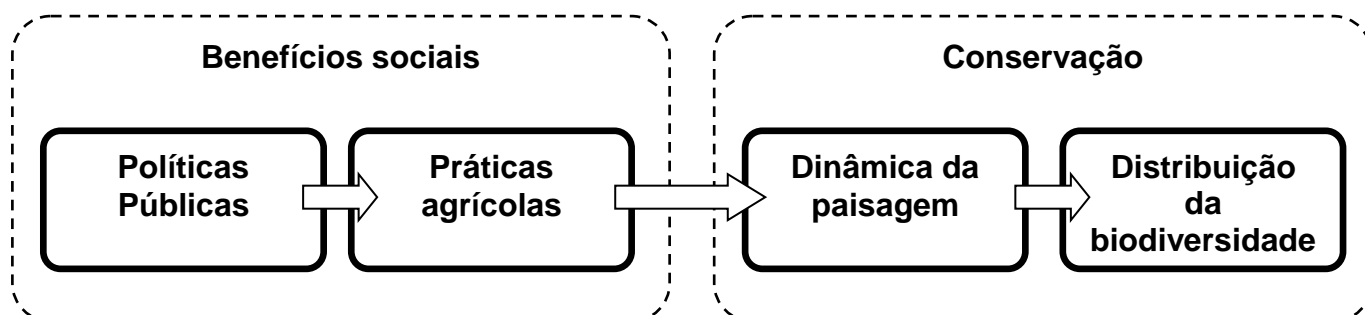


Figura 1: Diagrama da cadeia de efeitos investigada. Quadros pontilhados representam os efeitos indiretos, foco principal do estudo, e os quadros contínuos os componentes principais em que foram decompostos.

1) Como os programas de segurança alimentar (mais especificamente o IAL) influenciaram as práticas agrícolas e a renda das famílias de agricultores?

2) Essas mudanças afetaram os padrões de desmatamento e a mudança no uso e ocupação do solo (land-cover/land-use change – LCLUC)?

3) Quais os efeitos potenciais das LCLUCs (i.e. dinâmica da paisagem) na distribuição, ocupação e nas extinções locais de espécies de mamíferos de médio e grande porte na região?

2. Métodos

2.1. Área de estudo

A área de estudo utilizada neste trabalho localiza-se na região metropolitana de Belo Horizonte (BH; pop. ~2,4 milhões; IBGE 2010), capital do estado de Minas Gerais, região sudeste do Brasil. Minas Gerais (MG) é o quarto maior estado brasileiro, possui 853 municípios e aproximadamente 19,6 milhões de habitantes (IBGE 2010). Localiza-se na interface entre dois biomas considerados *hotspots* de biodiversidade, o Cerrado e a Mata Atlântica (Myers et al 2000), sendo o estado da região Sudeste com a maior área remanescente e as maiores taxas de desmatamento da Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica & INPE 2012).

Na área rural do entorno de BH (cinturão verde) selecionamos o município de Mário Campos (pop. 13 mil habitantes; IBGE 2010; Figura 2) como foco do estudo, por apresentar mais de 200 pequenos produtores rurais, muitos dos quais participantes direta ou indiretamente dos programas de segurança alimentar (dados não publicados da SMASAN – Secretária Adjunta de Segurança Alimentar e Nutricional e EMATER-MG – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais – sede de Mário Campos). Os produtores de Mário Campos têm acesso aos mercados e aos programas de segurança alimentar de grandes cidades da região, como Belo Horizonte, Contagem e Betim, uma vez que o município não tem PAA próprio. A produção dominante é a de hortaliças, especialmente alface (*Lactuca*

sativa), brócolis (*Brassica oleraceae*), cebolinha (*Allium fistulosum*), salsinha (*Petroselinum sativum*) e almeirão (*Cichorium intybus*). O município é vizinho de grandes áreas urbanas em expansão e parte dele está inserida no Quadrilátero Ferrífero, importante região mineradora do país.

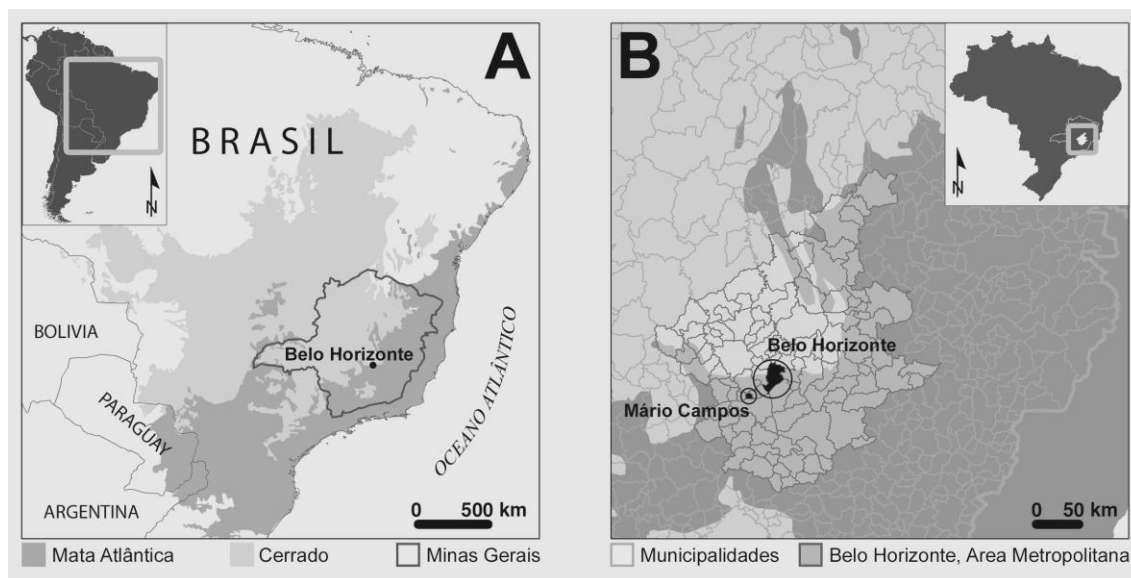


Figura 2: Localização do estado de Minas Gerais, na região de transição entre Mata Atlântica e Cerrado (A) e do município de Mário Campos, na região metropolitana de Belo Horizonte (B).

2.2. Análise socioeconômica

A avaliação dos efeitos dos IAL's na qualidade de vida, em termos de renda, posses e percepção pessoal, e nas práticas agrícolas dos pequenos produtores foi realizada através de entrevistas estruturadas quantitativas e qualitativas. Os agricultores participantes habitavam e produziam no município há, preferencialmente, dez anos ou mais, embora tenhamos incluído alguns estabelecidos há pelo menos dois anos, para ampliar a amostragem. As entrevistas quantitativas foram baseadas no questionário do *Poverty Environment Network*, um levantamento da qualidade de vida e das práticas agrícolas de fazendeiros, desenvolvido para produzir dados padronizados para um projeto grande e multinacional apoiado pelo Banco Mundial (Angelsen et al 2011, CIFOR 2009). Incluímos uma classificação quanto à posse de terra, pois os agricultores podem ser meeiros, locatários ou proprietários. Os meeiros são agricultores sem propriedade, que firmam contrato com um proprietário no qual concordam em produzir em uma parcela do terreno (tamanho variável) e, em

troca, fornecer ao proprietário metade da produção final. Os proprietários podem ou não incluir no contrato o fornecimento de insumos e maquinaria para utilização pelos meeiros. Os locatários, embora trabalhem em terra de terceiros, tem autonomia sobre a propriedade e a produção. Os levantamentos foram desenhados de forma a obter mudanças quantitativas detalhadas nas práticas (intensificação, diversificação, expansão) e na produção agrícola, além de mudanças na subsistência e no bem-estar social. Buscamos identificar os potenciais produtivos e os perfis socioeconômicos dos agricultores, bem como sua adesão a políticas de apoio governamental, em especial o IAL. Foram integradas, por fim, questões sobre o respeito à legislação ambiental vigente (e.g., proteção de córregos e nascente, reserva legal de 20% da área do terreno).

Os agricultores entrevistados foram selecionados através de *snowball sampling* (Goodman 1961). Os primeiros entrevistados foram agricultores indicados pelo escritório da EMATER-MG de Mário Campos. Os seguintes foram indicados pelos primeiros, e assim por diante até completarmos uma amostra expressiva. Entre julho e outubro de 2012, entrevistamos no total 43 agricultores em 34 propriedades (aproximadamente 25% do total de produtores cadastrados do município), sendo 14 meeiros, dos quais nove produzem em propriedades de outros entrevistados, 11 locatários e 18 proprietários de suas áreas produtivas. As áreas produtivas variaram entre 0,5 e 20ha, mas 49% dos entrevistados cultivavam em áreas de até dois hectares. Dos entrevistados, 15 aderiam ou já haviam aderido ao PAA e os demais nunca haviam participado. A parcela de participantes dentro da nossa amostragem (ca. 35%) aproxima-se da estimativa do escritório da EMATER-MG do total de participantes no município (30%). Controlamos para o pequeno tamanho amostral dispersando os pontos de amostragem ao longo da maior área possível (Figura 3).

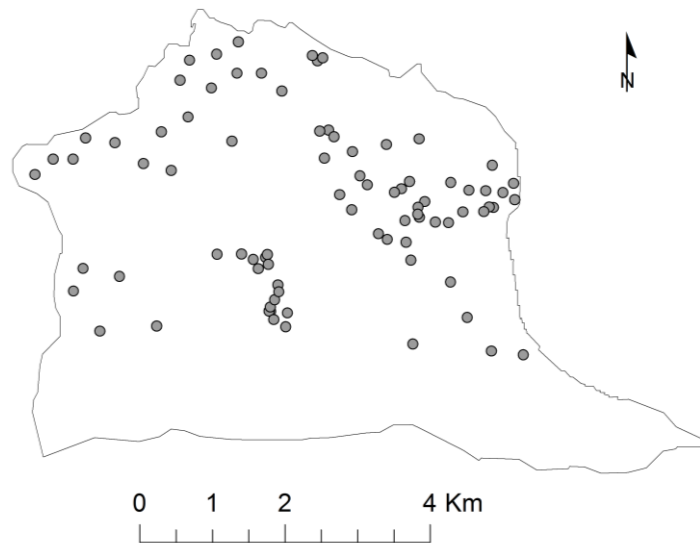


Figura 3: Distribuição dos pontos amostrais de entrevistas na área de estudo.

As entrevistas quantitativas revelaram padrões de comportamento a partir dos quais moldamos as entrevistas qualitativas, buscando entender quais efeitos levaram aos padrões e que medidas poderiam ser tomadas para analisá-los, se necessário. Para realiza-las, selecionamos sete dos agricultores participantes, cuja disposição em participar era evidente ou que haviam fornecido informações que desejávamos investigar. Buscamos incluir participantes e não participantes do IAL e proprietários, meeiros e locatários de terra em proporções equivalentes. Entrevistamos também os responsáveis pela administração do programa na SMASAN-BH e na Secretaria de Agricultura de Betim, e os funcionários do escritório da EMATER-MG de Mário Campos. Dois modelos de entrevista foram feitos, um com foco nos agricultores, outro com foco nos administradores. Todas as entrevistas foram aprovadas pelo comitê de ética da Washington State University, consentidas documentalmente pelos entrevistados e as qualitativas registradas em gravação. Pudemos assim transcrevê-las, analisa-las e agrupar respostas semelhantes. Todas as entrevistas, tanto quantitativas quanto qualitativas, foram realizadas por pelo menos dois membros da equipe de três pessoas, sendo dois brasileiros e um alemão com fluência na língua portuguesa.

Para analisar os dados quantitativos coletados, controlamos para o pequeno tamanho amostral (43 agricultores) e para a distribuição não-normal dos dados usando modelos lineares generalizados fatoriais completos, com

distribuição gamma. O tipo de posse de terra (meeiro, locatário ou proprietário), a participação no IAL e a interação entre eles foram testados como variáveis explicativas para a produção agrícola. A produção agrícola foi quantificada em termos de terra total dedicada ao plantio, produção média mensal (em kg), renda mensal média bruta, variedade de produtos cultivados e valor médio mensal de insumos agrícolas por hectare, entre sementes, agrotóxicos e adubo orgânico. Além disso, avaliamos a diferença nessas variáveis entre as diferentes categorias de posse de terra e de participação no IAL, usando análise de contraste.

Verificamos também se a origem do produto vendido ao IAL por meeiros, locatários e proprietários era diferente, podendo ser produção própria ou adquirida de outros agricultores. Através de regressões logísticas ordinais, analisamos a influência da participação no IAL e do tipo de posse de terra nas mudanças na produção agrícola. Para isso, construímos dois modelos multifatoriais, cada um tendo uma das duas variáveis explicativas como fator principal, e o tamanho da terra cultivada, a produção, a venda, o uso de insumos e a inclusão ou exclusão de produtos na produção como variáveis resposta para ambos. Controlamos os efeitos de mudanças em anos e produtores individualmente incluindo como fator a interação entre posse de terra e ano ou participação no IAL e ano e entre agricultores individuais e ano.

As análises de contraste e os modelos lineares generalizados foram produzidos em R (R Development Core Team 2008) e as regressões logísticas ordinais em JMP 10 (SAS Inc.). Corrigimos o erro induzido por múltiplos testes estatísticos usando o teste de aderência sequencial (*Sequential Goodness of Fit*) proposto por Carvajal Rodriguez & de Uña (2011).

2.3. Dinâmica da paisagem e mudanças no uso do solo

Monitoramos as mudanças na paisagem, com foco nas alterações em áreas agrícolas e no desmatamento, utilizando imagens ortorretificadas Landsat 5 TM. As imagens foram obtidas gratuitamente através do sítio do *United States Geological Survey* (USGS 2012). Embora nosso estudo tenha sido conduzido entre 2012 e 2013, e o ideal fosse utilizarmos como última imagem da série temporal uma imagem de 2012, o sensor ETM do satélite Landsat 7, que mapeou a área nesse período, apresenta falhas desde 2003.

Isso reduz drasticamente a qualidade da imagem, especialmente na escala espacial em que realizamos as classificações. Considerando que mudanças significativas na paisagem, perceptíveis com a resolução de 30m característica do Landsat, dificilmente ocorreriam no intervalo de apenas um ano em um local com as características de uso de nossa área de estudo, optamos por utilizar uma imagem Landsat 5 de 2011. Tomamos por princípio que a validação de campo feita durante 2012 seria confiável para a análise de 2011.

A série temporal utilizada compreendeu três imagens, todas obtidas no mês de abril dos respectivos anos, com nebulosidade menor do que 20% e qualidade maior ou igual a nove. Escolhemos o mês de abril pois representa um período com nebulosidade baixa, mas em que ainda ocorrem chuvas esporádicas, mantendo a umidade a níveis suficientes para manter a vegetação decídua com folhas. A primeira imagem correspondeu ao ano de 2001, em que as políticas de combate à fome nos moldes que avaliamos foram primeiro implantadas em Belo Horizonte. A segunda imagem correspondeu a 2005, e foi incluída principalmente como um controle em caso de eventos extremos no intervalo da série. Por último, utilizamos a imagem de 2011 e georreferenciamos as duas primeiras com base nesta, para corrigir possíveis distorções geométricas. O procedimento de georreferenciamento foi realizado em Spring 5.2 (Camara et al 2006), com erro médio (RMSE) de 0.771 e 0.741, para 2001 e 2005 respectivamente.

Em ArcMap 10.1 (ESRI), realizamos a calibração radiométrica das imagens e as recortamos para o polígono do município de Mário Campos, obtido através do sítio do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2012). Geramos então o modelo de assinatura espectral para a classificação das imagens, a partir da imagem de 2011, uma vez que nela pudemos incorporar pontos de validação obtidos durante a coleta de dados em campo. Índices normalizados de vegetação (NDVI; Rouse et al 1973) da imagem multiespectral de 2011 foram utilizados a fim de facilitar a identificação visual das classes durante o processo de amostragem e correção. Também como referência para a classificação, utilizamos uma imagem de Rapid Eye de 2010, com resolução espacial 5m, fornecida pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais(IEF-MG).

Realizamos uma série de análises exploratórias para definir métodos de classificação, número de classes e amostras. O tipo de agricultura praticado mais amplamente na área de estudo, o de hortaliças, gerou grandes dificuldades na diferenciação dos intervalos espectrais das classes. Além de cada espécie de hortaliça apresentar resposta espectral própria, o ciclo de produção é curto (entre 1 e 3 meses) e a rotação de culturas, em que porções da área produtiva são cultivadas enquanto outras são deixadas em descanso, é uma prática tradicional. Assim, o uso de solo para agricultura pode variar de extremamente semelhante a solo exposto, nas áreas em descanso, a muito similar a áreas de vegetação esparsa, como em plantações de chuchu (*Sechium edule*). Os ciclos rápidos exigiriam ainda que a validação em campo de áreas de solo em descanso fosse realizada na data ou muito próxima da data de obtenção da imagem de satélite. Além disso, todas essas variações ocorrem numa escala espacial muito pequena, que pode ser lida pelo sensor de satélite como até mesmo um único pixel. Conseqüentemente, a validação dos pontos de áreas produtivas teve que ser simplificada, sem distinção entre áreas em descanso de áreas ativas. A mesma simplificação não pôde ser aplicada, no entanto, durante o processo de amostragem para classificação. Foi necessário dividir áreas de plantio nas classes “ativa” e “inativa”, para representar toda a variabilidade presente nesse tipo de uso sem aumentar a confusão com as demais classes. As duas classes foram reagrupadas ao fim da classificação.

As sete demais classes utilizadas foram Pastagem, Campo, Cerrado, Floresta Atlântica, Cobertura de Nuvens, Mineração e Corpo d’água. As classes Pastagem e Campo, bem como Cerrado e Floresta Atlântica, apresentaram diferenças sutis, mas importantes, para o processo de classificação. A divisão da vegetação em Cerrado e Floresta Atlântica foi crucial para incluir como vegetação as áreas com árvores baixas e esparsas, típicas de Cerrado e de florestas de altitude, contrastante com a vegetação densa típica de Floresta Atlântica Ombrófila, e que também constituem formações naturais. Entretanto, para fins de análise de mudanças no uso do solo, reagrupamos essas duas classes em “Vegetação”, pois pressupomos que o desmatamento deve ser compreendido como a supressão de qualquer tipo de fisionomia de vegetação natural. Campo e Pastagem, embora possam

apresentar usos distintos, também foram agrupados como Pastagem/Campo, pois a observação em campo mostrou que mesmo áreas abandonadas e loteamentos urbanos não edificadas eram utilizadas pelo gado. As três últimas classes, Cobertura de Nuvens, Mineração e Corpo D'água, foram adicionadas manualmente a cada um dos três mapas temáticos finais, de acordo com interpretação visual. Essa opção apresentou-se mais viável pois todas apresentaram distribuição restrita, fácil identificação visual e alta sobreposição espectral com outras classes. Para a classe Corpo D'água, o mapa hidrográfico do município, disponibilizado pelo IBGE, foi utilizado como apoio.

A assinatura espectral gerada para a imagem de 2011 foi utilizada no algoritmo de Classificação por Máxima Verossimilhança, para todas as imagens da série temporal. Identificamos as mudanças na cobertura do solo ao sobrepor os três mapas temáticos resultantes. Calculamos as áreas e porcentagens de mudanças entre as classes e plotamos gráficos para identificar tendências nos intervalos entre 2001 e 2005, 2005 e 2011 e 2001 e 2011. Dessa forma, obtivemos as taxas de desmatamento no período e os usos que levaram a ele.

Com os mapas temáticos de cobertura do solo construídos, avaliamos mudanças na estrutura da paisagem na série temporal através de métricas de paisagem. As métricas densidade de borda, índice de interposição-justaposição (*interposition-juxtaposition index*) e distância do vizinho mais próximo representaram os efeitos de perda de conectividade, ou fragmentação *per se*. A métrica área total, calculada por classe de uso, representou a perda direta de habitat. Essa distinção é importante para sermos capazes de analisar a contribuição diferencial dos dois efeitos para os padrões de diversidade encontrados (Fahrig 2003). As métricas foram calculadas através de janelas móveis circulares de raio igual ao ponto médio da primeira classe de distância maior que 300m (distância mínima entre os pontos de armadilha fotográfica) sem correlação espacial (ver item 2.6). Os cálculos das métricas foram realizados em Fragstats 4.1 (McGarigal & Marks 1995). As mudanças foram avaliadas em porcentagem a partir dos resultados da série temporal e as métricas comparadas por ANOVA e utilizadas posteriormente na construção de modelos para ocorrência de espécies.

2.4. Modelo de estudo de biodiversidade

As trinta e duas espécies de mamíferos de médio e grande porte utilizadas como modelo de estudo para este trabalho foram selecionadas com base (1) no seu potencial de ocorrência na área, (2) em características biológicas, principalmente alta mobilidade e sensibilidade à perturbação, e (3) baixa complexidade taxonômica. A facilidade de identificação foi essencial para a etapa de entrevistas (ver item 2.5.2), e por isso agrupamos sob os nomes genéricos as espécies congêneres muito semelhantes que foram incluídas no estudo.

Os potenciais de ocorrência foram obtidos através dos mapas de distribuição que constam na Lista Vermelha de espécies ameaçadas, disponibilizada pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN 2012) e através das áreas de abrangência propostas pela edição mais recente do livro Mamíferos do Brasil (Reis et al 2011). Detalhes sobre as espécies e respectivas áreas de distribuição potencial encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1: Lista detalhada das espécies incluídas no estudo de biodiversidade, com as distribuições no Brasil segundo a Lista Vermelha da IUCN e última edição do livro Mamíferos do Brasil (Reis et al 2011).

ESPÉCIE		DISTRIBUIÇÃO	
Nome científico	Nome popular	IUCN	Mamíferos do Brasil
<i>Mazama gouazouriba</i> ¹	Veado	Todos os estados, exceto região Norte	Todos os estados, exceto AM, AC, RO, PA
<i>Mazama americana</i> ¹	Veado	AC, AM, RO, RR, MG, SP, GO, MS, MT, PA, AP, MA, TO, PR, SC	Todo território, exceto caatinga (Reg. Nordeste) e pampas sulinos (RS)
<i>Beatragus hunteri</i> ²	Hirola	-	-
<i>Puma yagouaroundi</i>	Jaguarundi	Todo o país, exceto sul do RS	Todo o país, exceto sul do RS
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda, suçuarana	Todo o país	Todo o país, exceto sul do RS
<i>Leopardus pardalis</i> ³	Jaguaritica	Todo o país, exceto sul do RS	Todo o país, exceto sul do RS
<i>Leopardus tigrinus</i> ³	Jaguaritica	Todo o país,	Todo o país,

		exceto sul do RS	exceto sul do RS
<i>Leopardus wiedii</i> ³	Jaguatirica	Todos exceto BA, CE, PE, PB, RN, AL	Todos os estados, exceto Ceará
<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	MG, BA, TO, GO, MS, MA, PI, AC, AM, RR, PA, AP, sul do MT, litoral de SP, PR e RJ	Todo o país
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	MG, ES, SP, PA, MS, MT, RO, TO, MA, GO, SC, RJ	Todos os estados do Sul, Sudeste e Centro-Oeste, e TO, PA, MA, PI e BA
<i>Crocuta crocuta</i> ² <i>Speothos venaticus</i>	Hiena Cachorro-vinagre	- Todo o país, exceto CE e RS.	- AM, RR, AC, RO, PA, AP, TO, MT, MS, GO, PR, SC, SP, MG e BA
<i>Eira barbara</i>	Irara	Todo o país, exceto caatinga (RN, PB, PE, AL, CE)	Todo o Brasil, exceto campos sulinos
<i>Cerdocyon thous</i> ⁴	Cachorro-domato	Todo o país, exceto bioma Amazônico	Todo o país, exceto bioma Amazônico
<i>Lycalopex vetulus</i> ⁴	Raposinha	(<i>Pseudalopex vetulus</i>) GO, TO, MT, MS, MG, SP, BA, PI	MT, MS, PI, MA, TO, GO, BA, MG, SP
<i>Conepatus semistriatus</i>	Cangambá	Somente Nordeste (CE, PI, RN, PB, PE, AL, SE)	Do nordeste até SP
<i>Galictis cuja</i> ⁵	Furão	SP, PA, MS, SC, RS	Limites indeterminados
<i>Galictis vittata</i> ⁵	Furão	Principalmente bacia amazônica	Norte e Nordeste
<i>Nasua nasua</i>	Quati	Todo o país, exceto Nordeste (CE, RN, PE, PB, AL, BA, SE)	Todo o país
<i>Potos flavus</i>	Jupará	Todo o país, exceto Sul (RS, PR, SC)	Norte, Centro – Oeste, Nordeste, MG, ES e RJ
<i>Procyon cancrivorus</i> <i>Lontra longicaudis</i>	Mão-pelada Lontra	Todo o país Todo o país, exceto BA, PI, RN, PE, PB, SE, AL, CE	Todo o país Todo o país, exceto Caatinga
<i>Tapirus terrestres</i>	Anta	Todo o país (extinta no	Todo o país

<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	Nordeste) Todo o país, exceto CE, PB, RN	Todo o país
<i>Alouatta caraya</i> ⁶	Guariba	TO, MT, MS, GO, MG, SP, BA	*
<i>Alouatta guariba</i> ⁶	Guariba, bugio-marrom	RS, SC, PR, SP, MG, RJ, ES	Exclusivamente Mata Atlântica
<i>Callithrix penicillata</i>	Mico-estrela, sagui	GO, TO, MS, MG, SP, BA	Caatinga e Cerrado
<i>Callithrix aurita</i>	Sagui-da-serra-escuro	MG, SP e RJ	Mata Atlântica
<i>Cebus nigrinus</i>	Macaco-prego preto	SP, PR, SC, MG e RJ	Mata Atlântica
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	Muriqui	MG, RJ e ES	MG, ES e BA
<i>Saimiri vanzolinii</i> ²	Saimiri	AM	AM
<i>Cacajao calvus</i> ²	Uacari	AM	Amazônia
<i>Callicebus nigrifrons</i> ⁷	Sauá	SP, RJ, MG	Mata Atlântica
<i>Callicebus personatus</i> ⁷	Sauá	ES, MG	Mata Atlântica
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	Todo o país, exceto CE, RN, PB, PE e AL	Todo o país
<i>Dasyprocta azarae</i>	Cotia	MT, MS, SP, PR, SP, RO, SC, RS	MT, MS, GO, TO, BA, MG, PR, SC, TO, BA, MG, PR, SC,
<i>Cabassous unicinctus</i> ⁸	Tatu-de-rabomole	Todo o país, exceto CE, RN, PB, RJ, PR, SC e RS	Todo o país, exceto SP, ES, PR, SC, RS
<i>Cabassous tatouay</i> ⁸	Tatu-de-rabomole	Regiões sul e sudeste, MS, GO e sul do MT	PA, MT, MS, MG, ES, SP, RJ, SC, RS
<i>Dasytus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	Todo o país	Todo o país
<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra	Norte e Centro - Oeste, MG e ES	Todo o país, exceto campos sulinos
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba, tatu – peludo	Todo o país, exceto AM, AC, RO e RR	Todo o país
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	Todo o país	Todo o país
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	Todo o país (extinta em SC e RS)	Todo o país

* Não especifica distribuição.

^{1,3,4,5,6,7,8} Tratados como Gênero sp., uma vez que a semelhança entre elas torna improdutivo pedir que os agricultores as diferenciem.

² espécies presentes na lista apesar de não terem distribuição na área de estudo, para avaliação confiabilidade das entrevistas (Johannes 1981).

2.5. Levantamento da Biodiversidade

2.5.1. Armadilhamento fotográfico

No período de março a julho de 2013, distribuímos 39 pontos de armadilhas fotográficas Bushnell Trophy Cam® por todo o município de Mário Campos (Figura 4). As câmeras foram instaladas em árvores, a aproximadamente 15cm do solo, e configuradas para vídeos de 15 segundos com intervalos de um minuto entre si. Selecionamos os pontos previamente através de imagens de satélite, sempre em áreas de vegetação (Cerrado ou Mata Atlântica), procurando abranger toda a variação de fisionomia e dar preferência aos locais próximos a áreas agrícolas produtivas. Observamos uma distância mínima de 300m entre um ponto amostral e outro, considerando a área vegetada total do município, a densidade de uma câmera por hectare e o tempo disponível. Cada ponto foi monitorado por 28 noites, sendo que a cada sete noites os dados eram coletados, a fim de proporcionar quatro amostragens repetidas de sete dias. Densidades menores que a que adotamos (uma câmera/10 ha) para estudos de duração semelhante são frequentemente adotadas, mesmo para estudos populacionais (e.g. Tobler et al 2008), garantindo que o nosso esforço amostral de 1092 armadilhas-noite seja considerado suficiente para um levantamento de ocorrência.

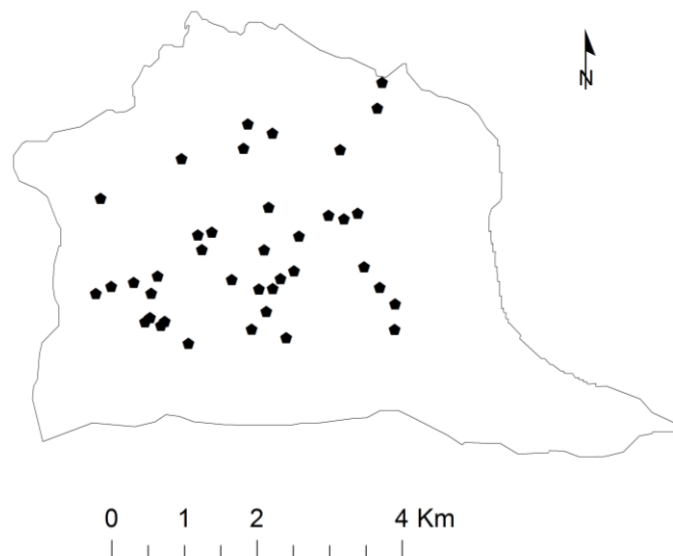


Figura 4: Distribuição dos pontos amostrais armadilhas fotográficas na área de estudo.

Uma vez em campo, demos preferência para a instalação das câmeras em locais próximos a corpos d'água, rastros e/ou outros indícios de passagem de animais silvestres e fora de trilhas muito abertas e com indícios de tráfego humano (Wemmer et al 1996). Dessa forma, reduzimos a chance de roubo, já que os fragmentos florestais na área estão muito próximos a áreas povoadas, e aumentamos as chances de captura. Os pontos foram marcados com GPS Garmin e plotados em Sistema de Informação Geográfica para análise de ocupação de habitat pelas espécies focais.

2.5.2. Entrevistas

Como complemento aos registros de espécies por armadilhas fotográficas, adaptamos entrevistas etnográficas semiestruturadas para realizar o levantamento da ocorrência de espécies através do conhecimento popular local. A metodologia utilizada foi semelhante à proposta por Michalski & Peres (2005). Criamos pranchas com fotografias de alta resolução das espécies focais, obtidas principalmente do livro Mamíferos do Brasil (Reis et al 2011), utilizando o nome científico e um número de identificação das espécies como legenda. Incorporamos às pranchas quatro espécies exóticas, de fácil distinção das nativas, para controlar a confiabilidade dos dados coletados. Foram elas: o Saimiri (*Saimiri vanzolinii*), o uacari (*Cacajao calvus*), a hirola (*Beatragus hunteri*) e a hiena (*Crocuta crocuta*). Sempre que um entrevistado afirmou a presença de uma ou mais das espécies controle, toda a entrevista foi descartada (Johannes 1981).

Realizamos essa etapa paralelamente com as entrevistas socioeconômicas, entre julho e novembro de 2012, com os mesmos agricultores e, em alguns casos, outros trabalhadores e moradores com mais de dez anos de estabelecimento na área. A forma de abordagem e realização da entrevista seguiu padrões estabelecidos para estudos etnográficos (Spradley 1979). As entrevistas consistiram de duas etapas, uma descritiva e outra objetiva (Anexo 1). Na descritiva, conversamos com os entrevistados, através de perguntas não direcionadas (Anexo 1, perguntas 1 e 2), sobre animais que teriam avistado na propriedade nos últimos dez anos, a última vez

que os haviam visto e se percebiam alguma tendência de redução ou aumento na frequência desses animais. Na etapa objetiva, mostramos as pranchas de fotografias, registrando presença e data aproximada do último encontro (anexo 1, pergunta 3). Adicionalmente, reproduzimos com aparelho de som portátil as vocalizações das espécies de primatas focais (*Alouatta guariba clamitans*, *Alouatta caraya* e *Callicebus* sp.). Não reproduzimos vocalizações de mico-estrela (*Callithrix penicillata*) porque, ao contrário dos demais, aproxima-se de humanos com facilidade e com frequência é encontrado em casas, jardins e estradas em zonas urbanas e peri-urbanas (Goulart et al 2010). Vocalizações de macaco-prego (*Cebus nigritus*) também não foram incluídas, por serem pouco características, dificilmente reconhecíveis.

2.6. Percepção da paisagem pelas espécies alvo

Integramos em SIG (ArcGIS 10.1; ESRI) os dados obtidos dos levantamentos de biodiversidade (item 2.6), os mapeamentos de uso e cobertura do solo (item 2.3) e dados de hidrografia e rodovias, disponibilizados pelo IBGE. A partir da análise visual desses dados, observamos que os fragmentos de vegetação nativa são em sua maior parte conectados por corredores, de forma que isolá-los para analisar a resposta das espécies a condições ambientais de fragmentos individuais seria contraproducente. Além disso, os organismos em estudo são de porte médio e grande, e muitos deles podem se deslocar com facilidade entre as distâncias que separam os fragmentos, considerando suas áreas de vida de vários quilômetros quadrados (Bowman et al 2002). Dessa forma, toda a área de vegetação nativa encontrada na área de estudo pode ser considerada como virtualmente um único fragmento. Cada ponto amostral de armadilhamento fotográfico foi utilizado, então, como uma unidade amostral dentro do fragmento.

Avaliamos as mudanças na detectabilidade e na ocupação para cada espécie focal de acordo com variações ambientais ao longo da área. Para controlar a pseudorreplicação decorrente da correlação espacial, analisamos essa correlação em 20 classes de distâncias entre pontos de armadilhamento, utilizando um correlograma de Mantel com 999 permutações. Este procedimento foi realizado em R (R Development Core Team 2008) através do

pacote Vegan (Oksanen et al 2013), após transformação da localização dos pontos em coordenadas cartesianas com o pacote SoDA (Chambers 2008).

Construímos modelos lineares generalizados para verificar a resposta da riqueza de espécies às variáveis (métricas) e avaliamos em seguida mudanças na presença e detectabilidade das espécies alvo individualmente em resposta às mesmas variáveis ambientais, utilizando o software Presence 6.1 (Hines 2006), através de seleção de modelo por critério de Akaike (*Akaike Information Criterion*; Akaike 1974). As variáveis distância do corpo d'água, distância da estrada mais próxima e distância da área de vegetação mais próxima foram testadas no modelo preferencialmente como fatores para a detectabilidade. As métricas de área das diferentes classes, índice de justaposição-interposição e densidade de borda foram testadas preferencialmente como fatores para a ocupação dos sítios. Tanto os modelos lineares para riqueza quanto os modelos de ocupação foram comparados primeiramente a modelos nulos, ou seja, sem variável ambiental explicativa. Na ausência de diferença entre os modelos aditivos (com variáveis ambientais) e os modelos nulos, foi considerado o modelo nulo. Selecionamos os modelos mais parcimoniosos para cada espécie testada e discutimos as implicações para a conservação dos modelos selecionados. As espécies com taxas de captura muito baixas, até três pontos amostrais, não puderam ser modeladas devido às limitações da metodologia.

3. Resultados

3.1. Análise Socioeconômica

As práticas dos agricultores não mudaram significativamente nos últimos 10 anos, de acordo com análises por modelos multifatoriais. A participação nos programas não foi fator preponderante na quantidade ou preço dos produtos vendidos pelos agricultores, mas influenciou na renda. Agricultores participantes dos programas tiveram rendas até duas vezes maiores do que não participantes ($D_{1;41}=8,19$; $P=0,00004$). Entretanto, o fator que pareceu ser o maior responsável pelas diferenças de renda e venda entre agricultores, bem como pela diversificação da produção, foi a posse de terra. Proprietários participantes produziam em média quatro vezes mais do que meeiros e oito vezes mais que locatários ($D_{1;23}=2.41$; $P=0.1606$ e $D_{1;22}=7.91$, $P=0.0016$). Além

disso, a variedade de produtos cultivada pelos proprietários foi duas vezes maior do que a de locatários e meeiros ($D_{1;23}=1,67$; $P=0,0306$ e $D_{1;22}=5,21$; $P<0,0001$; respectivamente). Entre os que participaram do IAL os proprietários chegaram a ter renda até quase 12 vezes maior do que locatários ($D_{1;6}=11,40$; $P<0,0004$ contra $D_{1;4}=8,16$; $P<0,0068$ para meeiros). Todos os proprietários entrevistados que aderiram aos programas venderam somente produto próprio, enquanto todos os meeiros compraram e/ou trocaram com outros agricultores os produtos que forneceram aos programas ($X^2_{1;2}=8,75$; $P<0,013$). A maioria (74%) dos produtores afirmou não ter alterado o uso do solo em nenhum momento nos últimos dez anos. Sobre a legislação ambiental, 25 dos entrevistados (58%) afirmaram haver reserva legal na propriedade, 15 (38%) afirmaram não haver e três (6%) não souberam responder. Porém, dos que afirmaram existir reserva 56% não sabiam dizer se a reserva atendia à legislação, 32% disseram que a reserva era inferior ao exigido e apenas 12% afirmaram atender ao exigido então pelo Código Florestal.

As afirmações dos agricultores concordaram com os resultados de mudança de uso do solo, pois 62,5% associaram a urbanização e a escassez de mão-de-obra no campo com a redução das áreas de plantio e até com o abandono do agricultura por produtores locais. Por outro lado, 37,5% dos agricultores afirmam haver aumentado a área de agricultura no município, devido à compra de terras adicionais por atravessadores e produtores de alta renda. Entre os motivos para a escassez de mão-de-obra e a evasão do campo foram citados também a mobilidade social, a disponibilidade de outras fontes de renda e a expansão das atividades mineradoras, que proporcionou demanda por mão-de-obra. Em relação aos IAL, o motivo mais citado para a não adesão foi a burocracia e o atraso nos prazos estabelecidos nos editais (75% dos entrevistados). Muitos agricultores perderam ou tiveram que vender produtos a preços muito baixos por terem produzido especificamente para o IAL e não ter havido agilidade administrativa para compra desses produtos. Isso dificulta planejar a produção e leva os produtores em menor escala (locatários e, principalmente, meeiros) a comprar ou trocar produtos com seus vizinhos para fornecer aos programas. A manutenção dos preços ao longo do ano todo, sem acompanhar as oscilações de mercado, também foi apontada como fator para a venda a intermediários ao invés dos programas. Essas

dificuldades foram apontadas tanto por produtores quanto por servidores envolvidos na gestão do programa.

3.2. Dinâmica da paisagem e mudanças no uso do solo

A cobertura predominante no município de Mário Campos é a de vegetação natural, sendo que em 2001 o Cerrado ocupava cerca de 621 hectares (18% da paisagem) e a Mata Atlântica aproximadamente 975ha (28%), totalizando 46% da área de estudo coberta por vegetação nativa. Ao longo dos dez anos analisados, a área de Mata Atlântica tendeu à redução, principalmente entre 2005 e 2011, com uma queda de 954 para 842ha. O Cerrado seguiu a direção oposta, passando a cobrir 674ha em 2005 e saltando para 745ha em 2011. No entanto, reafirmando a opinião da maioria dos agricultores entrevistados, pouca mudança real ocorreu na utilização do solo em Mário Campos (Figura 5). Entre 2001 e 2011, houve aumento nas áreas urbanas (+1,63%) e pastagens (+2,17%) em detrimento das áreas agrícolas produtivas (-4,12%) e da vegetação natural (-0,98%). Entretanto, as mudanças ocorridas entre 2001 e 2005 mostram padrão oposto, com reduções de 2,33% e 10% em áreas urbanas e pastagens, e aumento de 3,59% e 8,18% na área de vegetação nativa e de plantio, respectivamente. A mineração aumentou continuamente, ocupando +0,33% ao fim do período. A redução na área urbana está provavelmente associada à confusão entre essa classe e o solo exposto.

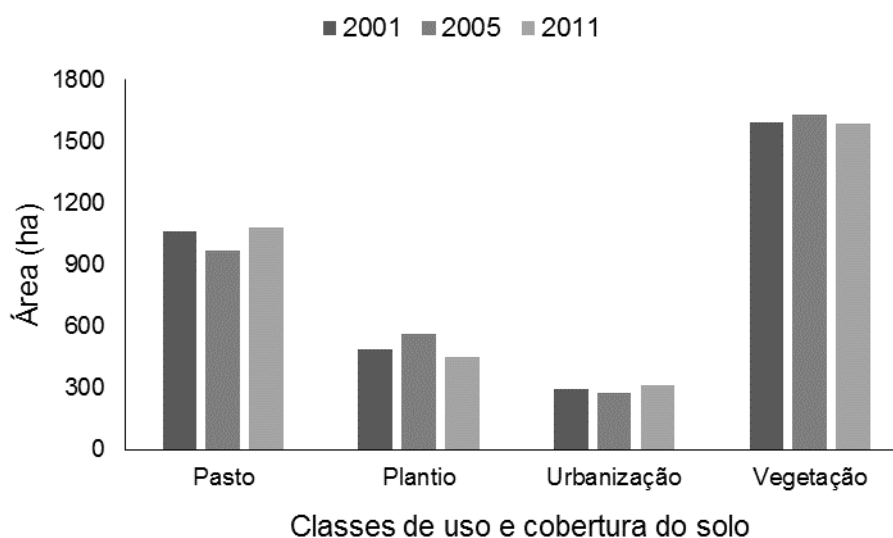


Figura 5: Mudanças de uso e cobertura do solo para abril dos anos de 2001, 2005 e 2011, em área total (hectares) ocupada pelas classe de uso.

A classificação semi-supervisionada das imagens de 2001, 2005 e 2011 resultou em três mapas temáticos, dos quais os referentes a 2005 (Figura 7) e 2011 (Figura 8) apresentaram sete classes e o referente a 2001 (Figura 6) seis classes. A imagem de 2001 não apresentou cobertura de nuvens sobre a área de interesse. A matriz de confusão para a classificação (Tabela 2) foi calculada somente para 2011, já que o modelo foi gerado a partir dessa imagem e os pontos de referência coletados próximos à data de sua aquisição. O número de produtos agrícolas cultivados no município e as frequentes rotações de cultura geraram alta variabilidade na resposta espectral dessa classe, resultando em baixa precisão na classificação (60%). De forma semelhante, os locais com cobertura de gramíneas (Pasto/Campo) apresentaram confusão alta na classificação (40,43%), pois alguns eram pastos regulares, com gramíneas baixas entremeadas por solo exposto, enquanto outros eram campos abandonados ou loteamentos urbanos ocasionalmente invadidos pelo gado. Consideramos que essa variabilidade intrínseca na resposta espectral dos tipos de uso na área de estudo torna a precisão média de 67,19% aceitável. Além disso, a alta precisão obtida para a classe de vegetação (79,17%) permite que possamos inferir confiavelmente o desmatamento ocorrido na área no período de dez anos considerado.

Tabela 2: Matriz de confusão da classificação por Máxima Verossimilhança da imagem Landsat 5 TM de abril/2011, referente a Mário Campos-MG. A matriz foi calculada a partir de 135 pontos de referência. Valores de precisão para cada classe estão apresentados em itálico.

Classe de uso	Urbanização	Vegetação	Plantio	Pasto/Campo
Urbanização	70,00%	10,00%	10,00%	10,00%
Vegetação	0,00%	79,17%	6,25%	14,58%
Plantio	15,00%	0,00%	60,00%	25,00%
Pasto/Campo	6,38%	10,64%	23,40%	59,57%
Precisão média	-	-	-	67,19%

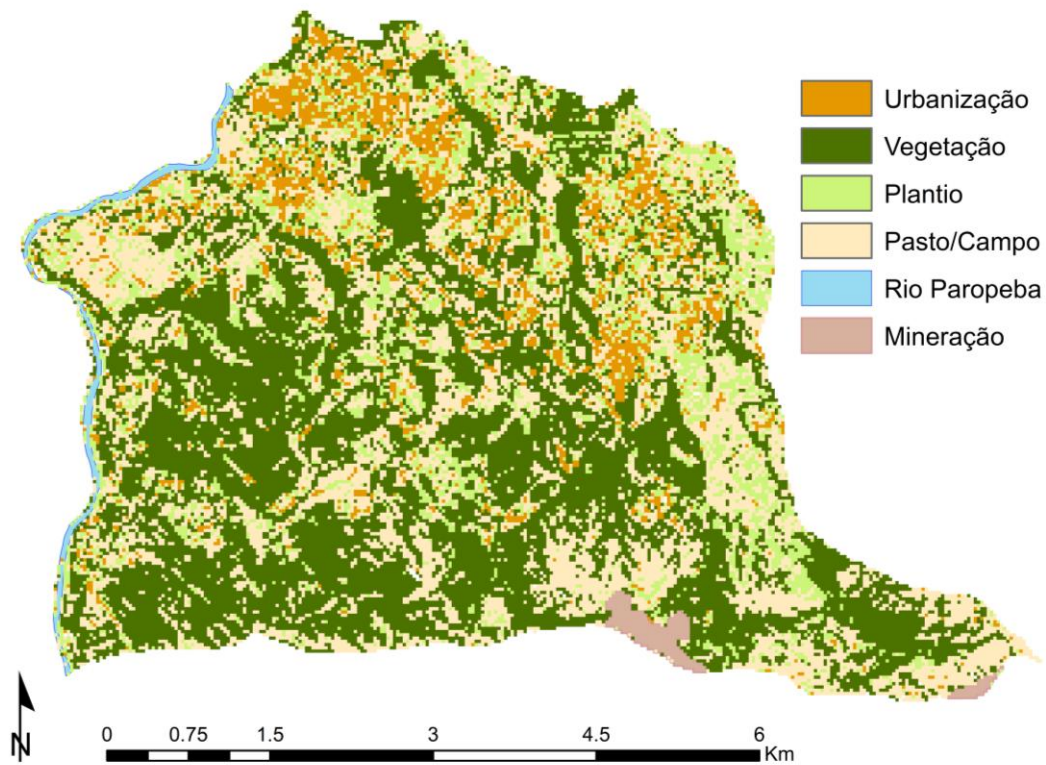


Figura 6: Mapa temático de Mário Campos em 2001, produzido por classificação por Máxima Verossimilhança.

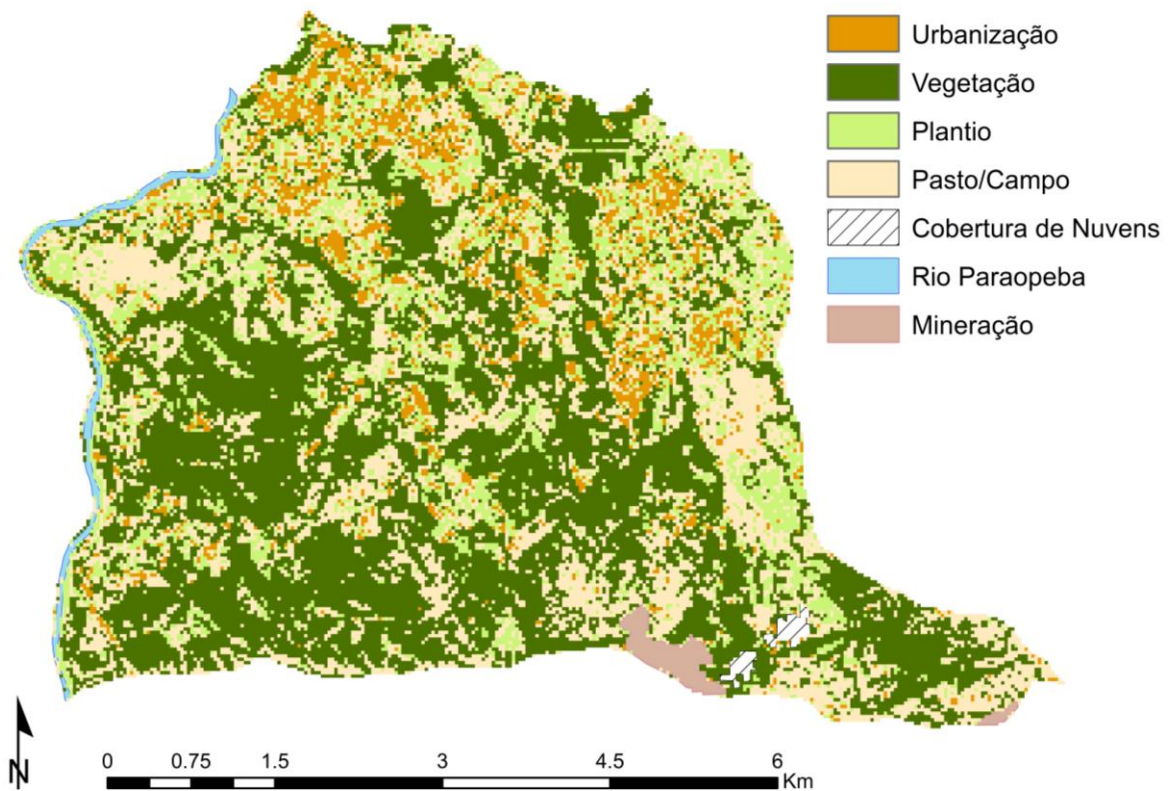


Figura 7: Mapa temático de Mário Campos em 2005, produzido por classificação por Máxima Verossimilhança.

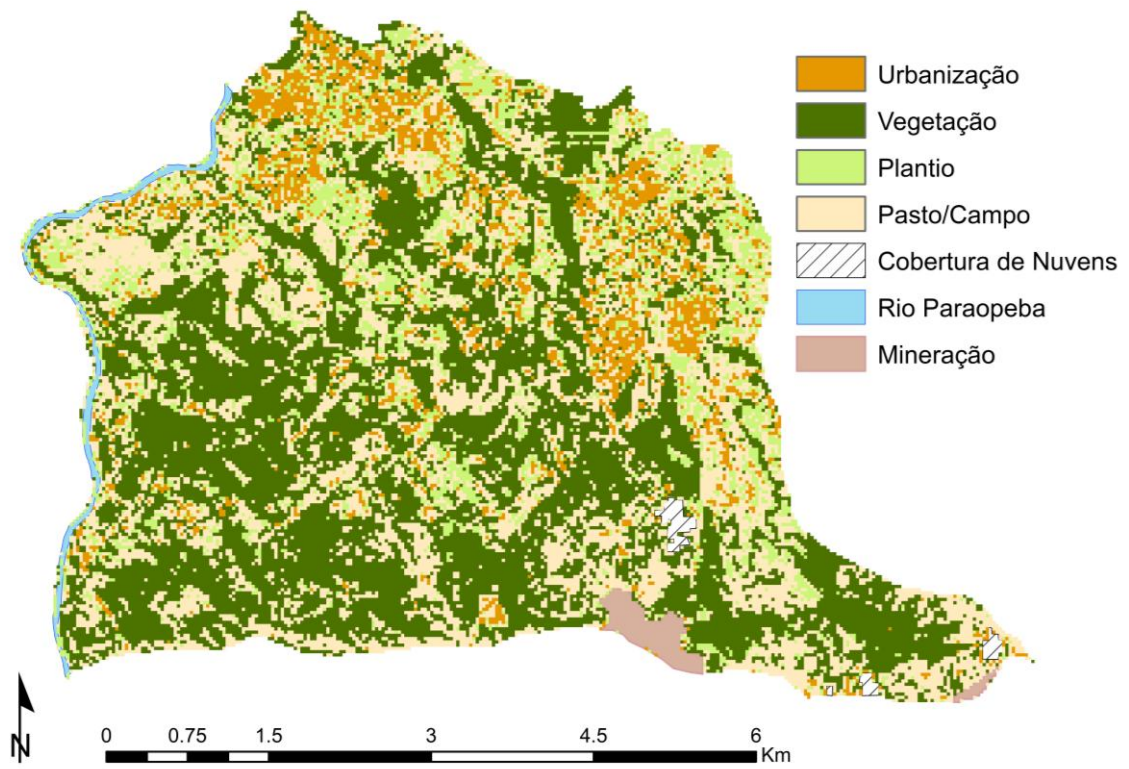


Figura 8: Mapa temático de Mário Campos em 2011, produzido por classificação por Máxima Verossimilhança.

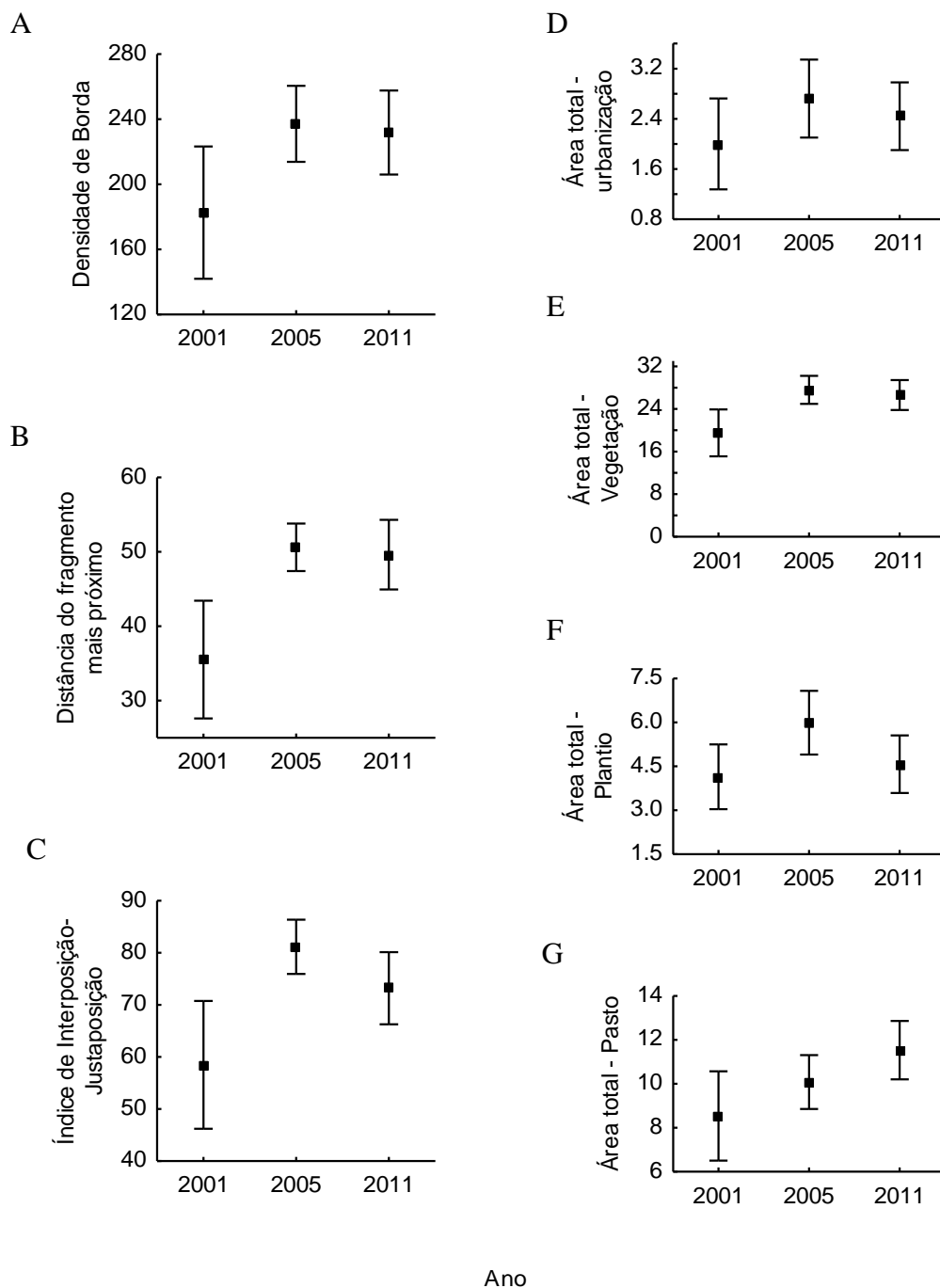


Figura 9: Variação nas métricas de paisagem calculadas com base em janelas móveis circulares de raio 393m (média anual \pm IC 95%). Os gráficos A-C referem-se às métricas de fragmentação *per se* e os gráficos D-G referem-se às métricas de perda de habitat, com áreas em hectares.

A única métrica de paisagem que não se alterou no período de 2001 a 2011 foi o total de área urbana no entorno dos pontos ($F_{2;114}=1,35$; $p=0,26$; Figura 9D). No entanto, a variação nas demais métricas ocorreu principalmente

entre 2001 e 2005. A densidade de borda aumentou drasticamente nesse período ($F_{2;114}=3,88$; $p=0,02$; Figura 9A), seguida por uma leve redução no intervalo seguinte, bem como o índice de justaposição ($F_{2;114}=7,1976$; $p=0,0011$; Figura 9C) e a distância do fragmento de vegetação mais próximo ($F_{2;114}=9,2625$; $p=0,0002$; Figura 9B). Por outro lado, a área total de vegetação no entorno também aumentou entre 2001 e 2005 e reduziu no período seguinte ($F_{2;114}=7,0235$; $p=0,0013$; Figura 9E), indicando que a fragmentação e a perda de habitat caminharam em sentidos opostos. A fragmentação em 2005 esteve mais alta, mas as manchas de habitat adicionais criadas por esses fragmentos aumentaram significativamente o habitat total disponível. O fato de 2005 ter sido também o ano com a maior área total de plantio, tanto na paisagem como um todo (Figura 5) quanto no entorno dos pontos (Figura 9D-G) sugere que o aumento no número de fragmentos pode estar ligado ao aumento nessa classe de uso do solo.

3.3. Levantamento da biodiversidade

Amostramos por armadilhas fotográficas, entre março e julho de 2013, 39 pontos distribuídos por todo o município de Mário Campos, com exceção de áreas sem contato algum com agricultura e/ou de posse de empresas mineradoras (região extremo sul do município; Figura 3). Outras áreas não amostradas representam locais em que o proprietário do terreno não foi encontrado para que solicitássemos entrada. Foram consideradas 36 das 46 entrevistas realizadas, pois três entrevistados desistiram de participar, três não quiseram responder e outros quatro afirmaram ter avistado uma ou mais das espécies utilizadas como controle de confiabilidade (*C. crocuta*, *S. vanzolinii*, *C. calvus* e *B. hunteri*), totalizando um descarte de 20% das entrevistas.

Ao todo registramos nas armadilhas-fotográficas 14 das 32 espécies focais, com uma riqueza média por ponto amostral de 1,69 (desvio padrão 1,49). Nas armadilhas fotográficas a espécie mais frequente foi a paca (*Cuniculus paca*), encontrada em 51,3% dos pontos, seguida em sucesso de captura pelo tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*; 20,5%). Quadros de capturas das espécies mais comuns estão apresentados na Figura 10, e das mais raras na Figura 11. A Figura 12 apresenta um quadro de registro de cada uma das demais espécies encontradas. Em entrevistas foram registradas com



Figura 10: Quadros extraídos de vídeos de registro de espécies das quatro espécies mais comuns na área de estudo. (A) *Cuniculus paca*, registrada em 51% dos pontos, nesta imagem capturada com um filhote; (B) *Dasypus novemcinctus*, o tatu-galinha, registrado em 20,5% dos pontos; (C) *Leopardus* sp., a jaguatirica, observado em 17,9% dos pontos e (D) *Sylvilagus brasiliensis*, ou tapeti, registrado em 15,4% dos pontos.

maior frequência o mico-estrela (*Callithrix penicillata*; 77,1% das entrevistas), o tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*; 45,7%), o furão (*Galactis* sp.; 45,7%), o quati (*Nasua nasua*; 40%) e o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*; 42,9%). Esse método permitiu que conhecêssemos a existência presente ou passada de 12 espécies focais além das encontradas em armadilhas, perfazendo um total combinado de 26 espécies (Tabela 3). Fica clara a discrepância no sucesso para o furão (*Galactis* sp.), para o qual não obtivemos nenhum registro em armadilha, embora tenha sido avistado por cerca de 45% dos entrevistados e, em uma ocasião, por um dos membros da equipe de campo. Mesmo estando localizados próximos à região metropolitana de Belo Horizonte e sob perturbação de diferentes fontes, os fragmentos em nossa área de estudo



Figura 11: Quadros extraídos de vídeos de registro das espécies mais raras encontradas no estudo em armadilha fotográfica. (A) *Eira barbara* ou irara, com dois registros; (B) *Puma concolor*, a onça parda, com apenas um registro; (C) *Puma yaguaroundi*, também conhecido como gato-mourisco, com dois registros; (D) *Tamandua tetradactyla*, o tamanduá-mirim ou tamanduá-de-colete, com um único registro; (E) veado, *Mazama* sp., com três registros e (F) *Procyon concolor*, conhecido como mão-pelada, com dois registros.

representaram habitat para espécies sensíveis como a jaguatirica (*Leopardus* sp.) e o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*; 7 e 1 registro em armadilha, respectivamente). Durante as entrevistas qualitativas, sete pessoas (19,44%) afirmaram observar uma redução geral na quantidade de animais



Figura 12: Quadros extraídos de vídeos de registro de espécies em armadilha fotográfica. (A) Grupo de quatis (*Nasua nasua*); (B) *Cabassous* sp., o tatu-do-rabo-mole; (C) *Cerdocyon thous*, cachorro-do-mato ou raposinha; (D) *Callithrix penicillata*, registrada por entrevistas e avistada durante coletas, mas capturada em armadilhas somente uma vez.

avistados, dando destaque à redução pela caça de animais de grande porte (*P. concolor*, *T. tetradactyla*, *Leopardus* sp.). Dois entrevistados (5,56%), por outro lado, acreditam que a quantidade de animais aumentou, e associam esse aumento à redução na caça. Os demais entrevistados não notaram ou não quiseram responder se havia alguma tendência de aumento ou redução na quantidade e variedade de mamíferos. As espécies tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), tatu-canastra (*Pryodontes maximus*), macaco-prego (*Cebus nigritus*) e bugio (*Alouatta* sp) foram relatadas como extintas no local, tendo sido avistadas pela última vez entre 5 e 20 anos atrás.

Tabela 3: Sucesso de captura para cada espécie pelas duas diferentes metodologias utilizadas. A linha N representa o tamanho amostral para cada método. A coluna de Registros indica o número de pontos em que a espécie ocorreu, sem considerar ocorrências repetidas no mesmo ponto.

	Armadilha Fotográfica		Entrevistas	
	Registros	%	Respostas	%
N	39		36	
<i>Mazama</i> sp.	2	5.1	8	22.9
<i>Puma yagouarundi</i>	1	2.6	2	5.7
<i>Puma concolor</i>	1	2.6	1	2.9
<i>Leopardus</i> sp.	7	17.9	3	8.6
<i>Eira barbara</i>	2	5.1	3	8.6
<i>Cerdocyon thous/Lycalopex vetulus</i>	5	12.8	17	48.6
<i>Conepatus semistriatus</i>	-	0.0	4	11.4
<i>Galictis</i> sp.	-	0.0	16	45.7
<i>Nasua nasua</i>	5	12.8	14	40.0
<i>Procyon concolor</i>	2	5.1	2	5.7
<i>Lontra longicaudis</i>	-	0.0	5	14.3
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	-	0.0	7	20.0
<i>Aloautta</i> sp.	-	0.0	1	2.9
<i>Callithrix penicillata</i>	1	2.6	27	77.1
<i>Callicebus</i> sp.	-	0.0	7	20.0
<i>Cuniculus paca</i>	20	51.3	8	22.9
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	6	15.4	16	45.7
<i>Dasyus novemcinctus</i>	8	20.5	15	42.9
<i>Cabassous</i> sp.	5	12.8	4	11.4
<i>Pryodontes maximus</i>	-	0.0	2	5.7
<i>Euphractus sexcinctus</i>	-	0.0	2	5.7
<i>Tamandua tetradactyla</i>	1	2.6	4	11.4

3.4. Percepção da paisagem pelas espécies alvo

Não encontramos uma tendência clara de autocorrelação espacial entre as comunidades dos pontos amostrais (Figura 13). Existiu correlação positiva somente nas classes de distância de 205 a 330m ($r_M=0,1$; $p=0,024$) e de 581 a 706m ($r_M=0,11$; $p=0,03$). Entretanto, essas classes abrangem uma grande parte das distâncias entre pontos, já que determinamos 300m como distância mínima ao instalar as armadilhas. Por isso, teremos que considerar que boa parte da

variação encontrada pode se dever principalmente ao distanciamento. Para o valor do raio da janela móvel utilizado no cálculo das métricas de paisagem, utilizamos o ponto médio da terceira classe (393m).

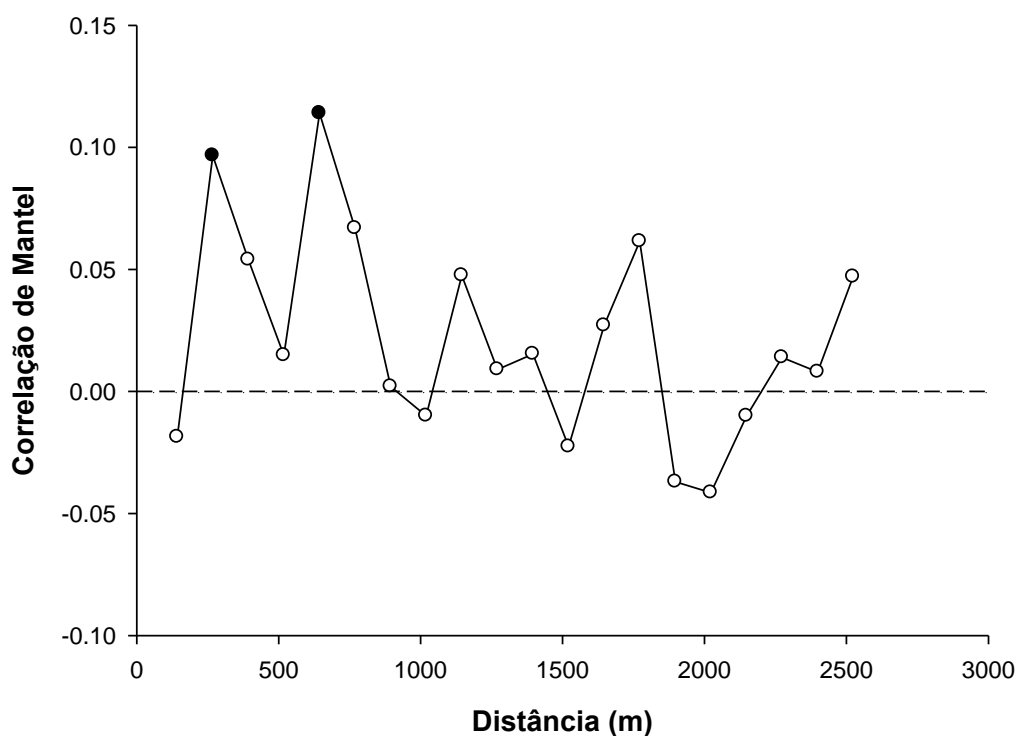


Figura 13: Correlograma de Mantel com 20 classes de distância e 999 permutações, mostrando a correlação espacial entre as comunidades em pontos amostrais de diferentes distâncias. Os pontos representam o valor central de cada classe. Pontos pretos indicam presença de autocorrelação espacial positiva ($r_M > 0,1$), ou seja, que comunidades localizadas no intervalo de distância da classe representada tendem a ser semelhantes. Não há correlação negativa ($r_M < -0,1$).

A riqueza de espécies foi pouco influenciada pela estrutura da paisagem. A ausência de efeito da densidade de borda ($p=0,29$), do Índice de Interposição-Justaposição ($p=0,59$) e da Distância do vizinho mais próximo ($p=0,19$) ilustram efeito neutro da configuração, enquanto a baixa resposta às variações nas classes de uso indicam efeito neutro também da composição. Tampouco a proximidade de estradas e cursos d'água interferiu na riqueza ($p=0,15$ e $p=0,34$, respectivamente). Entre todas as métricas utilizadas, somente a área total de plantio agrícola apresentou efeito positivo sobre a riqueza ($p=0,04$). A Tabela 4 apresenta os valores dos testes em detalhes.

Os três modelos de ocupação mais parcimoniosos (menor AIC) para cada uma das sete espécies com ocorrência em mais de três pontos estão expostos na Tabela 5. A distância da estrada mais próxima aparece como o

Tabela 4: Resultados dos testes de significância (Qui-quadrado) do modelo linear generalizado com distribuição de Poisson para os valores de riqueza dos 39 pontos amostrais de armadilhamento fotográfico. Destacada em itálico a única métrica com efeito sobre a riqueza, a área total de plantio agrícola (horta), com efeito positivo.

	B	Erro Padrão	Z	GL	p
a (intercepto)	0.682913	0.541272	1.262	38	
Índice de Interposição-Justaposição	-0.01458	0.026518	-0.55	37	0.52914
Densidade de borda	-0.01513	0.01389	-1.09	36	0.29482
Distância do Vizinho mais próximo	-0.04849	0.022352	-2.17	35	0.19566
Área total - Urbanização	0.235607	0.270292	0.872	33	0.74622
Área total - Vegetação	0.076628	0.055353	1.384	32	0.12796
<i>Área total – Plantio</i>	<i>0.374844</i>	<i>0.164929</i>	<i>2.273</i>	<i>31</i>	<i>0.04227</i>
Área total – Pasto	0.097028	0.113849	0.852	30	0.52949
Distância da estrada mais próxima	0.002475	0.00156	1.587	29	0.15283
Distância do Corpo d'água mais próximo	-0.00211	0.002235	-0.945	28	0.34253

GL = graus de liberdade.

fator mais frequentemente influente sobre a detectabilidade das espécies, seguido pela distância do corpo d'água mais próximo e pela distância do fragmento mais próximo, nessa ordem. É importante considerar, no entanto, que nenhuma armadilha foi posicionada diretamente ao longo de estradas. As duas espécies de carnívoros, a jaguatirica (*Leopardus.sp.*) e a raposinha (*C. thous*), entretanto, parecem ter detectabilidade constante ao longo da paisagem, bem como a paca (*C. paca*), a espécie mais comum registrada. Portanto, para essas espécies a probabilidade de detecção é sempre a mesma, independentemente do local de instalação das armadilhas, ou os fatores que influenciam a detecção não foram incluídos em nossa investigação. Em relação

à ocupação, os fatores principais variaram muito de espécie para espécie. O modelo de menor AIC para o quati (*N. nasua*) indica ocupação constante, ou seja, que a espécie ocupa de forma similar toda a paisagem e que a ausência de registro é resultado apenas de dificuldade de detecção. Entretanto, a diferença (DeltaAIC) entre esse modelo e modelos que incorporam variáveis tanto de configuração (Densidade de Borda) quanto de composição (Área total – plantio) da paisagem é apenas de 0,55 e 0,75, respectivamente. Assim, é razoável considerar que os três modelos têm possibilidades semelhantes de representarem o mais próximo da realidade. Situações semelhantes ocorrem entre os três principais modelos para a maioria das espécies, *Leopardus* sp., *D. novemcinctus*, *S. brasiliensis* e *Cabassous* sp., todas com diferença menor que um.

O efeito do aumento da fragmentação e da perda de habitat foi negativo tanto para a ocupação quanto para a detecção das espécies. Na Tabela 6 indicamos o tamanho do efeito (β) e o erro padrão das variáveis incluídas nos modelos mais parcimoniosos para cada espécie. Existem exceções, como a resposta positiva da jaguatirica à Densidade de Borda ($\beta=0,00572$), porém com tamanho do efeito muito baixo. Embora esperássemos que o distanciamento das estradas, devido ao aumento do efeito de borda nas proximidades e ao risco de atropelamento, fosse positivo, encontramos efeito negativo sobre a detecção do quati ($\beta=-0,026536$) e sobre a ocupação pela raposinha ($\beta=-0,009552$) e pelo tatu-galinha ($\beta=-0,002769$), apontando, portanto, a distância das estradas como fator negativo para a ocupação e uso de habitat por tais espécies. Somente para a detecção do tapeti a distância das estradas foi positiva ($\beta=0,006823$). Igualmente inesperado foi o efeito positivo do distanciamento dos corpos d'água para a detecção do quati ($\beta=0,020722$). Nos demais modelos em que apareceu como fator, a proximidade dos corpos d'água aumentou a probabilidade de registro da espécie.

Tabela 5: Modelos de ocupação mais parcimoniosos para as sete espécies com ocorrência em mais de três pontos amostrais. *Psi* é a probabilidade de ocorrência (ocupação) e *p* a probabilidade de detecção da espécie em questão. Valores menores de AIC indicam modelos mais parcimoniosos.

Espécie	Modelo		AIC	DeltaAIC	Prob
	Psi	p			
<i>Nasua nasua</i>					
	Cons.	DA + DE + DV	42,32	0	1
	DB	DA + DE + DB	42,87	0,55	0,7596
	APL	DA + DE + DV	43,07	0,75	0,6873
<i>Leopardus sp.</i>					
	DB	Cons.	62	0	0,6505
	IJI	Cons.	62,08	0,08	0,625
	AU	Cons.	62,18	0,18	0,5945
<i>Cerdocyon thous</i>					
	DE	Cons.	54,67	0	0,1534
	AV	DE	55,74	1,07	0,0898
	AV	Cons.	56,12	1,45	0,0743
<i>Dasypus novencinctus</i>					
	DE	DV	75,37	0	1
	Cons.	DV	75,85	0,48	0,7866
	DA	DV	75,9	0,53	0,7672
<i>Cuniculus paca</i>					
	IJI + APA	Cons.	158,54	0	1
	IJI + APA + DB	Cons.	160,4	1,86	0,3946
	DV	Cons.	163,96	5,42	0,0665
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>					
	AU	DA + DE	58,87	0	1
	AV	DA + DE	58,88	0,01	0,995
	APL	DA + DE	58,95	0,08	0,9608
<i>Cabassous sp.</i>					
	AU + DB	DA	51,01	0	1
	DB	DE	51,32	0,31	0,8564
	DB	DA + DE	51,35	0,34	0,8437

AIC = Akaike Information Criterion; DeltaAIC = magnitude da diferença entre o modelo e o modelo mais parcimonioso; Prob = probabilidade do modelo; Cons. = constante; AU = Área total – urbanização; AV = Área total – vegetação; APL = Área total – plantio; APA = Área total – pasto; DB = Densidade de Borda; IJI = Índice de Interposição-Justaposição; DV = Distância do fragmento de vegetação mais próximo; DE = Distância da estrada mais próxima e DA = distância do corpo d’água mais próximo.

Tabela 6: Coeficientes dos efeitos das covariáveis dos modelos com menor Critério de Akaike sobre as probabilidades de ocupação e detectabilidade de cada espécie analisada.

Espécie	Modelo		B	Erro padrão
	Psi	p		
<i>Nasua nasua</i>	Cons.		-0,88876	0,712493
		DA	0,020722	0,004051
		DE	-0,02654	0,013845
		DV	-0,08702	0,039321
<i>Leopardus sp.</i>	DB		0,00572	0,006829
		Cons.	-2,810217	0,487316
<i>Cerdocyon thous</i>	DE		-0,00955	0,004912
		Cons.	-1,24408	0,762063
<i>Dasypus novencinctus</i>	DE		-0,00277	0,003282
		DV	-0,03292	0,010412
<i>Cuniculus paca</i>	IJI		0,033622	0,011417
	APA		-0,23879	0,078001
		Cons.	0,339164	0,243413
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	AU		-0,12935	0,237198
		DA	-0,05982	0,011458
		DE	0,006823	0,002209
<i>Cabassous sp.</i>	AU		-0,34556	0,895385
	DB		-0,00499	0,008559
		DA	-0,02294	0,012572

Cons. = constante; AU = Área total – urbanização; AV = Área total – vegetação; APL = Área total – plantio; APA = Área total – pasto; DB = Densidade de Borda; IJI = Índice de Interposição-Justaposição; DV = Distância do fragmento de vegetação mais próximo; DE = Distância da estrada mais próxima e DA = distância do corpo d'água mais próximo.

4. Discussão

Não encontramos relação entre a adesão ao IAL (Iniciativa de Aquisição Local) e as mudanças na paisagem, uma vez que não encontramos efeito do programa sobre a produção e as decisões dos agricultores. De fato, a posse de terra foi o fator determinante, promovendo renda maior e até mesmo

favorecendo a adesão ao IAL com produto próprio. Mas o resultado mais inesperado é a noção de que o programa está incentivando pequenos produtores, principalmente os meeiros, a agir como atravessadores, tendo então o efeito contrário do desejado, devido à burocracia e à falta de comunicação e assistência. Esse resultado é também relevante para a reforma agrária, ressaltando a importância dos assentamentos para a melhoria das condições de vida dos produtores rurais.

As entrevistas permitiram aprofundar a compreensão das relações entre agricultores, IAL's e mercados locais, e assim adequar o estudo ao contexto social específico dos agricultores. As percepções (certas ou não) influenciam o comportamento tanto quanto as políticas (Turner & Robbins 2008). O desenvolvimento de uma compreensão clara dos processos sociais, a inclusão de uma variedade de influências e explicações contrastantes para as variações entre os agricultores e suas práticas e, por sua vez, outras influências potenciais nas diferenças nas LCLUC (*land use land cover change* – mudanças em uso e cobertura do solo) ajudou a revelar "... como cadeias de fatores atuam hierarquicamente ao longo do tempo e espaço" (Turner & Robbins 2008). Essa abordagem ajudou também a diferenciar os efeitos das IAL's de outros fatores que afetam as LCLUC (e.g., infraestrutura, disponibilidade de mão-de-obra), ligando o projeto à literatura estabelecida de LCLUC (Angelsen et al 2011, Lambin et al 2001). Por fim, permitiu produzir recomendações práticas para mudanças nas políticas públicas, visando melhorar o acesso e o benefício trazido por elas. A visão de que as políticas públicas tiveram o efeito contrário do desejado, principalmente para os agricultores mais vulneráveis (com menor renda), revela que muito precisa ser modificado para que os objetivos sejam atingidos.

No entanto, a visão positiva que os agricultores têm do programa mostra que, apesar de suas limitações, ele forneceu oportunidades consideradas importantes pelos produtores. Algumas mudanças poderiam ampliar o acesso aos recursos, estimular a participação e aumentar o impacto do programa na renda dos produtores e nas formas de cultivo. Com isso em mente, produzimos um relatório com os principais resultados e algumas recomendações, o qual entregamos em reunião ao secretário de Segurança Alimentar e Nutricional de Belo Horizonte e enviamos para os demais órgãos envolvidos na gestão e

implantação do programa (Sindicato de agricultores, EMATER-MG, secretaria de agricultura de Betim e Ministério do Desenvolvimento Social). A partir da análise das entrevistas, nossas principais recomendações foram o aumento do valor anual máximo por agricultor (atualmente R\$5500, menos de 5% da renda anual total), a flexibilização dos preços dos produtos de acordo com as flutuações de mercado, o recebimento dos produtos em um único centro de distribuição, encarregado de destiná-los ao consumidor final (Restaurante Popular ou escolas) e a melhoria da comunicação com os produtores, para que se tenha maior conhecimento do que está sendo produzido e se estabeleçam cardápios de acordo. Embora acompanhar os preços de mercado não seja necessário para garantir estabilidade de renda para os agricultores, é importante para manter o abastecimento nos locais de destino dos produtos, os Restaurantes Populares e escolas públicas. Ressaltamos também a importância dos profissionais de assistência rural (EMATER-MG) em quantidade e qualidade compatível com o número de agricultores e as necessidades destes. A maioria dos agricultores de Mário Campos mantém as mesmas práticas utilizadas há dez anos, apesar dos avanços tecnológicos que poderiam melhorar sua produção e torna-la menos impactante na biodiversidade e no solo. Isso é um reflexo da deficiência na extensão rural, que em Mário Campos se limitava a um único analista para mais de 200 agricultores.

Não observamos em Mário Campos o padrão esperado pelo Modelo de Transição Florestal (Mather & Needle 1998). Embora a área agrícola tenha diminuído, devido não ao aumento da produtividade, mas à escassez de mão-de-obra, o desmatamento se manteve. As tendências contrárias das áreas de Cerrado e Mata Atlântica sugerem que a resposta dos dois biomas à utilização da área é bastante distinta, o que já foi registrado entre biomas em outros locais (Redo et al 2012). O regime de degradação na área pode ser o responsável por esses padrões, já que espécies de Cerrado são mais resistentes aos incêndios, a secas prolongadas e à baixa disponibilidade de nutrientes (Hoffman 2000). Sendo este o caso, estaríamos observando o avanço da formação de Cerrado sobre a de Mata Atlântica na região de transição, o que representa uma redução crescente no bioma mais degradado do país e a redução das áreas de ocupação das espécies endêmicas a ele.

Por outro lado, a classe Cerrado representou a vegetação esparsa durante a classificação, e a vegetação esparsa pode estar associada a áreas em regeneração após abandono ou a áreas sofrendo degradação. A extração de madeira é considerada a maior causa de degradação florestal na América Latina (Hosonuma et al 2012) e a velocidade e habilidade da recuperação depende da existência de áreas fonte de propágulos nas proximidades da área degradada e da interação com outras fontes de degradação (Chazdon 2003). Embora existam áreas protegidas próximas à área de estudo, nosso levantamento mostrou que nem todas as espécies conseguem transpor as matrizes e utilizar os pequenos fragmentos na paisagem.

Durante todo o período estudado, mais de 40% da área do município permaneceu coberta por vegetação. Considerando o município como um todo, nos termos do Código Florestal antes das mudanças em 2012, a legislação sobre a reserva legal que exige que 20% da área permaneça inexplorada é atendida. Porém, não pudemos avaliar as áreas de cada agricultor separadamente, porque não há delimitação disponível, tampouco os agricultores sabiam informar os tamanhos exatos de suas propriedades. Baseado somente nas respostas às entrevistas, fica claro o escasso conhecimento da legislação ambiental e o não-cumprimento de seus termos. Atualmente, o Código Florestal exige a manutenção de reservas de área variável conforme o tamanho da propriedade. Parece pouco provável que essa mudança trará qualquer alteração nas práticas dos agricultores, se não estiver associada a incrementos na formação e na assistência aos produtores. A importância dessa formação é ressaltada por nossos resultados, que mostram que a manutenção dos fragmentos florestais associados à agricultura é positiva para a biodiversidade. Além disso, modelos propostos por Teixeira et al (2009) mostraram que a aplicação da Reserva Legal (nos termos do antigo código, de 20%) pode favorecer a conservação das espécies sem que haja necessidade de nenhuma iniciativa de reflorestamento.

A área total de agricultura no entorno dos pontos amostrais foi a única variável influente sobre a riqueza de espécies. Se o número de espécies utilizando o habitat aumenta com o avanço da área de horta presente no entorno, e não há resposta ao aumento na área de vegetação, há um forte indício de que algumas espécies preferem fragmentos limítrofes a áreas

agrícolas e de que provavelmente ocorre algum tipo de utilização desse habitat alternativo. Por outro lado, considerando que o aumento na área agrícola foi acompanhado de aumento na área total de vegetação, embora fragmentada, é possível que a utilização das áreas agrícolas pelas espécies na verdade esteja ligada à existência de fragmentos próximos. A agricultura já foi antes associada à fragmentação no Cerrado e, inclusive, ao efeito desta sobre a biodiversidade (Carvalho et al 2009). Porém, Carvalho et al estudaram a relação do Cerrado com a agricultura de larga escala de produtos de exportação. Nossos resultados têm, portanto, um valor particular por mostrarem as similaridades e diferenças entre os efeitos da agricultura familiar e da monocultura de exportação. Não podemos afirmar que existe essa relação sem estudar o uso da matriz pelas espécies individualmente, mas nossos resultados sugerem que a investigação desse resultado pode responder questões importantes sobre conectividade e efeito de matriz. Sugere ainda que a continuidade da dinâmica da paisagem como se apresentou entre 2001 e 2011, com aumento de urbanização e pastagens e redução de vegetação e agricultura, pode ter graves consequências para a biodiversidade.

Embora os modelos de ocupação sejam bastante diferentes entre as espécies, duas tendências podem ser identificadas. A primeira delas é a resposta negativa à fragmentação, mais frequente do que à perda de habitat. Essa tendência parece ir de encontro à resposta indireta observada para a riqueza de espécies. É importante lembrar, no entanto, que as métricas de fragmentação aqui utilizadas, com exceção da Distância do Vizinho mais Próximo, consideram todas as classes, não só vegetação. Isso significa que o aumento na densidade de borda indica que o total de bordas por área é maior, mas essas bordas não necessariamente são bordas de fragmentos florestais. Simplificando, a resposta negativa à fragmentação, nesse caso, informa apenas a preferência das espécies por locais em que as matrizes são mais homogêneas ou em que as manchas de cada uso têm formas mais regulares. Se a resposta à fragmentação é negativa, mas a resposta à área de horta é positiva, deve haver um ponto de encontro entre essas duas variáveis em que seja possível um número máximo de espécies habitar, ou seja, se o plantio de horta induz fragmentação, ele só será positivo para as espécies até certo limite. Entretanto, a ausência em nossa área de estudo das espécies mais

ameaçadas, como o lobo-guará e a onça pintada, deixa claro que certas espécies não persistem sob a dinâmica de paisagem observada em Mário Campos. Considerando o avançado estado de degradação e ocupação humana em que a paisagem se encontra a reversão desse estado é inviável. O ecossistema deve, então, ser compreendido como um sistema novo, emergente das interações provocadas pela ocupação humana, com características e processos ecológicos próprios (Hobbs et al 2006). A ausência das espécies ameaçadas e a necessidade de fontes para a recolonização dos pequenos fragmentos torna essencial a existência de um sistema de áreas protegidas bem planejado e efetivo, em áreas estratégicas, e o manejo de matriz para a interligação dessas áreas (Tabarelli et al 2010). Apesar da predominância de vegetação natural em Mário Campos, não há nenhuma Unidade de Conservação. Ainda mais alarmante é o Zoneamento Ecológico Econômico do estado classificar 54% da área do município como Zona 3, em que a vulnerabilidade ambiental é baixa e a resiliência ambiental é alta.

A segunda tendência comum observada é a resposta positiva de algumas espécies (Quati, raposinha e tatu-galinha) à proximidade das estradas. Esse resultado sugere que as espécies em questão podem utilizar as estradas como trilhas para locomoção, como já observado para outras espécies em diferentes ecossistemas (e.g., lobos nas florestas boreais, Gurari et al 2011; sapos na Austrália, Brown et al 2006; mamíferos no Brasil, Trolle & Kéry 2007). Isso pode induzir a problemas de atropelamentos, fatores importantes na manutenção da biodiversidade nas paisagens urbanizadas atuais (ver, por exemplo, van der Ree et al 2011).

É importante considerar que a proximidade entre os pontos e ausência de aleatorização no posicionamento espacial das armadilhas se reflete na baixa robustez dos modelos. Além disso, o correlograma de Mantel demonstrou a existência de correlação espacial. Sendo assim, de fato as inferências feitas a partir dos modelos construídos são pouco confiáveis. Amostras que suportem modelos mais robustos são dificultadas pelas limitações em campo, tais quais a ausência de autorização para entrada em certas propriedades particulares e a ocorrência de roubos de armadilhas, como ocorreu duas vezes durante nosso estudo. Existem grandes limitações também nas inferências acerca da influência do IAL sobre a agricultura e a paisagem, pois este estudo

representa um estudo de caso e, portanto, uma análise pontual. O contexto político e social nas áreas sendo amostradas pode afetar significativamente os efeitos das políticas públicas, por exemplo por diferenças partidárias nas diferentes esferas governamentais.

Nossos resultados reforçam as limitações dos modelos de transição florestal e de divisão entre áreas de preservação e áreas de uso humano (*land sparing*) ao mostrar que áreas intensamente degradadas e utilizadas na produção de alimentos básicos da dieta humana podem representar habitats viáveis para muitas espécies. Mas reforça também as limitações do *land sharing*, que falha em conservar as espécies mais sensíveis e ameaçadas. Fica clara a relevância da conservação desses pequenos fragmentos e do manejo das matrizes para a promoção de conectividade, guardadas as necessidades de estudos posteriores (ver Baguette et al 2013) através do uso de matriz ou dos fragmentos (*stepping stones*; Baum 2004), associada à manutenção de áreas protegidas de grande porte. É importante ainda considerar que o atraso na resposta das espécies de ciclo de vida longos ou complexos, como muitas espécies arbóreas de Mata Atlântica, primatas e mamíferos de grande porte, mascara os efeitos do desmatamento e da degradação pré-existentes (Metzger 2009). Assim, os processos desencadeados pelas mudanças no uso do solo nos últimos dez anos podem ainda estar em ação, e só terem seus resultados sentidos no futuro. O fato de termos registrado somente uma ocorrência de onça parda, uma de gato-mourisco e uma de tamanduá-mirim, pode representar um alerta sobre a viabilidade dessas populações a longo prazo. Não há regra, portanto, para a escolha entre os dois modelos de conservação, mas há a necessidade de avaliar profundamente o contexto social e ecológico antes de tomar decisões sobre conservação (Tschardtke 2012).

As políticas públicas neste estudo não alteraram as práticas nem, conseqüentemente, o uso do solo. Outros fatores, ligados possivelmente a questões socioeconômicas não avaliadas, alteraram ligeiramente a paisagem, e geraram uma resposta negativa na biodiversidade de mamíferos. As políticas sociais podem, portanto, ter efeito nulo ou prejudicar a biodiversidade, se não houver planejamento e acompanhamento apropriado de sua implantação.

5. Conclusão

O avanço da literatura em conservação têm demonstrado que determinar medidas para conservação das espécies vai além de evitar o corte de florestas (Wilkie et al 2011, Redford 1992). Nosso trabalho corrobora essa ideia, ao mostrar que mesmo pequenos fragmentos conectados podem contribuir para a persistência de diversas espécies de mamíferos, embora não todas, em uma paisagem alterada. Para isso, no entanto, a conexão entre esses fragmentos, seja por matrizes não-florestais ou por corredores, é crítica, já que a fragmentação apareceu mais vezes como fator para a ocupação das espécies do que a perda de habitat. Além disso, é crucial manter áreas *source* para a recolonização dos pequenos fragmentos. Portanto, uma associação de *land sharing* e *land sparing* é necessária.

Estudos socioecológicos requerem a integração de vários métodos científicos (Ostrom 2007). Por isso, utilizamos e relacionamos métodos bem estabelecidos em ciências sociais, geoprocessamento e ecologia, que permitiram uma visão detalhada das relações entre a ocupação humana e a conservação das espécies alvo na área de estudo. Portanto, embora pouca generalização possa ser feita a partir dos resultados de uma única área, este estudo apresenta uma metodologia original e bem estruturada, que pode ser replicada posteriormente por grupos interdisciplinares em áreas geográficas mais amplas.

Por fim, nossos resultados sugerem que é vantajoso tanto para as populações humanas rurais quanto para a biodiversidade que haja comunicação entre a comunidade científica e os tomadores de decisões, e que ambos estejam em contato com a população afetada, para que as políticas públicas se tornem mais efetivas e atendam tanto às necessidades ambientais quanto às sociais. A comunidade científica precisa se empenhar em preencher lacunas fundamentais para a aplicação prática do conhecimento, como a capacidade de uso de habitats alternativos pelas diferentes espécies, e buscar meios de levar o conhecimento à prática. Os tomadores de decisão, por sua vez, devem apoiar a pesquisa e busca-la antes de propor medidas, reconhecendo que assim podem prevenir muitos erros e até mesmo evitar desperdícios financeiros.

6. Referências Bibliográficas

- Adams WM, Aveling R, Brockington D, Dickson B, Elliott J, Hutton J, Roe D, Vira B, Wolmer W. 2004. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science* 306(5699): 1146.
- Akaike H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6), pp.716–723.
- Alves AC, França E, Mendonça ML, Rezende E, Ishitani LH, Côrtes MCJW. 2008. Principais causas de óbitos infantis pós-neonatais em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 1996 a 2004. *Revista Brasileira de Saúde Materno Infantil* 8.
- Altieri MA. 1989. Agroecology: A new research and development paradigm for world agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 27(1–4): 37-46.
- Angelsen A, Larsen AO, Lund JF, Smith-Hall C, Wunder S. 2011. *Measuring livelihoods and environmental dependence: Methods for research and fieldwork*. Earthscan, London.
- Anton S. 2011. *From food security to food sovereignty: The Fome Zero Food Acquisition Program in the Pontal do Paranapanema, Brazil*. Master's Thesis. Simon Fraser University, Burnaby, BC, Canada.
- Baguette M, Blanchet S, Legrand D, Stevens VM, Turlure C. (2013), Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews* 88: 310–326.
- Barreto ML. 2001. *Mineração e desenvolvimento sustentável: Desafios para o Brasil*. CETEM/MCT, Rio de Janeiro, Brasil. 215p.
- Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT. 2004. The Matrix Enhances the Effectiveness of Corridors and Stepping Stones. *Ecology* 85(10): 2671–2676.
- Bender DJ, Fahrig L. 2005. Matrix Structure Obscures the Relationship Between Interpatch Movement and Patch Size and Isolation. *Ecology* 86 (4): 1023-1033.
- Boucher D, Elias P, Lininger K, May-Tobin C, Roquemore S, Saxon E. 2011. *The Root of The Problem: what is driving tropical deforestation today?* Union of Concerned Scientists.
- Boutin C, Jobin B. 1998. Intensity of Agricultural Practices and Effects on Adjacent Habitats. *Ecological Applications* 8(2): 544–557.
- Bowman J, Jaeger JAG, Fahrig L. 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83(7), pp.2049-2055.

- Brady MJ, Mcalpine CA, Miller CJ, Possingham HP, Baxter GS. 2011. Mammal responses to matrix development intensity. *Austral ecology* 36(1): 35-45.
- Brown GP, Phillips BJ, Webb JK, Shine R. 2008. Toad on the road: Use of roads as dispersal corridors by cane toads (*Bufo marinus*) at an invasion front in tropical Australia. *Biological Conservation* 133(1): 88-94.
- Camara, G., Souza, R. C. M., Freitas, U. M., Garrido, J., 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers and Graphics* 20, 395-403.
- Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, Gatto CAF, Kierulff MCM. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS One* 7(8), e41671.
- Carvajal-Rodriguez A, de Uña Alvarez J. 2011. Assessing significance in high-throughput experiments by sequential goodness of fit and q-value estimation. *PLoS One* 6, e24700.
- Carvalho FMV, Marco P, Ferreira LG. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392–1403.
- CIFOR: Center for International Forestry Research. 2009. Introducing RAVA: The Amazon Livelihood and Environment Network. Disponível em: <http://www.cifor.org/pen/news-and-events/penews-2009-2-august.html%3E>
- CSR-IBAMA: Centro de Sensoriamento Remoto – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais. 2009. Relatório técnico de desmatamento do bioma Cerrado 2002-2008: dados revisados. Ministério do Meio Ambiente, CID-Ambiental, Brasília.
- Chambers JM. 2008. *Software for Data Analysis: Programming with R*, Springer.
- Chappell MJ. 2009. *From Food Security to Farm to Formicidae: Belo Horizonte, Brazil's Secretaria Municipal de Abastecimento and Biodiversity in the Fragmented Atlantic Rainforest*. PhD Dissertation. University of Michigan, Ann Arbor, Michigan.
- Chazdon R. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1-2): 51–71.
- Dale L, Bell SD, Fay J, Bothi KL, Gatere L, Kabila M, Mukamba M, Matokwani E, Mushimbalume M, Moraru CI, Lehmann J, Lassoie J; Wolfe D; Lee DR, Buck L, Travis AJ. 2011. Community Markets for Conservation (COMACO) links biodiversity conservation with sustainable improvements in livelihoods

- and food production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States* 108(34), p.13957-13963.
- Dean W. 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras 484p.
- DeFries R, Rosenzweig C. 2010. Toward a whole -landscape approach for sustainable land use in the tropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:19627-19632.
- Dressler W, Roth R. 2011. The Good, the Bad, and the Contradictory: Neoliberal Conservation Governance in Rural Southeast Asia. *World Development* 39(5): 851-862.
- Egan JF and Mortensen DA. 2012. A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 22:459–471.
- Ewers RM, Didham RK. 2005. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81(1): 117.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34, p. 487–515.
- Fischer J, Brosi B, Daily GC, Ehrlich PR, Goldman R, Goldstein J, Lindenmayer DB, Manning AD, Mooney HA, Pejchar L, Ranganathan J, Tallis H. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and Environment* 6(7): 380-385.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2013. *The State of Food Insecurity in the World: The multiple dimensions of food security*. FAO, Roma, Itália.
- Faulin EJ, Azevedo PF. 2003. Distribuição de Hortaliças na Agricultura Familiar: uma análise das transações. *Informações Econômicas SP* 33(11).
- Fearnside PM. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology* 19: 680–688.
- Fetcher N, Oberbauer SF, Strain BR. 1985. Vegetation effects on microclimate in lowland tropical forest in Costa Rica. *International Journal of Biometeorology*, 29(2): 144-155.
- Fischer J, Batáry P, Bawa KS, Brussaard L, Chappell MJ, Clough Y, Daily GC, Dorrough J, Hartel T, Jackson LE, Klein AM, Kremen C, Kuemmerle T, Lindenmayer DB, Mooney HA, Perfecto I, Philpott SM, Tscharntke T, Vandermeer J, Wanger TC, Von Wehrden H. 2011. Conservation: Limits of Land Sparing. *Science* 334 (6056), 593.

- Fletcher Jr. RJ. 2005. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology* 74: 342– 352.
- Flores CC, Sarandón SJ. 2004. Limitations of Neoclassical Economics for Evaluating Sustainability of Agricultural Systems: Comparing Organic and Conventional Systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 24(2):77-91.
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr. RO ; Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91(2): 223-229.
- Geiger, R. *The Climate Near the Ground*. Harvard University Press, 1965.
- Goodman LA. 1961. Snowball Sampling. *The Annals of Mathematical Statistics* 32(1):148-170.
- Goulart FF, Jacobson TKB, Zimbres BQC, Machado RB, Aguiar LMS, Fernandes GW. Agriculture Systems and the Conservation of Biodiversity and Ecosystems in the Tropics in Lameed GA (ed.) *Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World*. Intech 284p.
- Goulart VDLR, Teixeira CP, Young RJ. 2010 Analysis of callouts made in relation to wild urban marmosets (*Callithrix penicillata*) and their implications for urban species management. *European Journal of Wildlife Research* 56(4), p.641– 649.
- Griffith JA. 2004. The role of landscape pattern analysis in understanding concepts of land cover change. *Journal of Geographical Sciences* 14(1): 3–17.
- Gurarie E, Suutarinen J, Kojola I, Ovaskainen O. 2011. Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests. *Oecologia* 165(4): 891-903.
- Hewitt K. 2013. Environmental disasters in social context: toward a preventive and precautionary approach. *Natural Hazards* 66(1): 3-14.
- Hines JE. 2006. PRESENCE: Software to Estimate Patch Occupancy and Related Parameters. USGS-PWRC. Disponível em <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- Hobbs R, Arico S, Aronson J, et al. 2006 Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1–7.
- Hodgson JA, Kunin WE, Thomas CD, Benton TG, Gabriel D. 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecology Letters* 13: 1358–1367.

- Hosonuma N, Herold M, Sy V, DeFries RS, Brockhaus M, Verchot L, Angelsen A, Romijn E. 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters* 7(4): 044009.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. Pesquisa de Orçamento Familiar - POF 2002-2003. Aquisição alimentar domiciliar per capita: Brasil e Grandes Regiões. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2006. Censo agropecuário. Disponível em <http://www.metadados.ibge.gov.br/detalheOcorrencia.aspx?cod=CA&ano=2006&mes=0&ordem=0&periodo=Quinquenal>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2010. Censo demográfico 2010. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010>
- International Assessment of Agricultural Knowledge Science and Technology for Development (IAASTD). 2009. Agriculture at a crossroads: International assessment of agricultural knowledge, science and technology for development. Island Press, Washington, D.C.
- IUCN: International Union for the Conservation of Nature. The Threatened Species Red List. Disponível em <http://redlist.iucn.org/>, acessado em julho/2012.
- Johannes RE. 1981. Working with Fishermen to Improve Coastal Tropical Fisheries and Resource Management. *Bulletin of Marine Science* 31(3): 673-680.
- Jongman RHG, Ter Braak CJF, Van Tongeren OFR. 1995. Data analysis in Community and Landscape Ecology Cambridge University Press 299 p.
- Kennedy RE, Townsend PA, Gross JE, Cohen, Warren B. Bolstad P, Wang YQ, Adams P. 2009. Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. *Remote Sensing of Environment* 113(7): 1382–1396.
- Killeen T J, Calderon V, Soria L, Quezada B, Steininger MK, Harper G, Solórzano LA, Tucker CJ. 2007. Thirty Years of Land-cover Change in Bolivia. *Ambio* 36:600-606
- Kindt, R. & Coe, R. 2005. Tree diversity analysis: A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF).

- Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Krauss J, Lindborg R, Ockinger 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 in ecology & evolution* 24(10): 564–571.
- Lambin EF, Turner BL, Geist HJ, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes OT, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George PS, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Moran EF, Mortimore M, Ramakrishnan PS, Richards JF, Skånes H, Steffen W, Stone GD, Svedin U, Veldkamp TA, Vogel C, Xu J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 11:261-269.
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, Andrade AC, Fearnside PM, Ribeiro JEL, Capretz RL. 2006. Rain Forest Fragmentation and the Proliferation of Successional Trees. *Ecology* 87(2): 469-482
- Laurance WF. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141 (7): 1731-1744.
- Lin BB, Chappell MJ, Vandermeer J, Smith G, Quintero E, Bezner-Kerr R, Griffith DM, Ketcham S, Latta SC, McMichael P, McGuire KL, Nigh R, Rocheleau D, Soluri J, Perfecto I. 2011. Effects of industrial agriculture on global warming and the mitigation potential of small-scale agro-ecological farms. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition, and Natural Resources* 6:1-18.
- Lin BB, Fuller RA. 2013. FORUM: Sharing or sparing? How should we grow the world's cities? *Journal of Applied Ecology* 50: 1161–1168.
- Lopez L. 2011. Brazil's economy and risks. Reuters. Disponível em <http://www.reuters.com/article/2011/03/28/us-latam-summit-brazil-idUSTRE72R1Y920110328>
- Levins R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237- 240.
- Machado RB, Ramos Neto MB, Pereira P, Caldas E, Gonçalves D, Santos N, Tabor K, Steininger M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservation International do Brasil, Brasília*.
- Mackenzie D, Nichols J, Lachman G. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248–2255.

- Malcolm JAYR. 1998. A model of conductive heat flow in forest edges and fragmented landscapes. *Climatic Change* 39: 487-502
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre CA. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319:169 -72.
- Mather AS, Needle CL. 1998. The forest transition: A theoretical basis. *Area* 30:117–124.
- McAlpine CA, Etter A, Fearnside PM, Seabrook L, Laurance WF. 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change* 19:21–33
- McGarigal K, Marks BJ. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Forest Service General Technical Report PNW 351.
- McIntyre S, Hobbs R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13(6): 1282-1292.
- McKee J, Chambers E, Guseman J. 2013. Human Population Density and Growth Validated as Extinction Threats to Mammal and Bird Species. *Human Ecology* 41: 773–778.
- McNab BK. 1963. Bioenergetics and the Determination of Home Range Size. *The American Naturalist* 97(894): 133-140.
- MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia. Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Coordenação-Geral de Mudanças Globais do Clima – Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília. Disponível em: www.mct.gov.br
- Mercer-Clarke CSL, Roff JC, Bard SM. 2008. Back to the future: using landscape ecology to understand changing patterns of land use in Canada, and its effects on the sustainability of coastal ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 65 (8): 534-1539
- Metzger JP. 1995. Structure du paysage et diversité des peuplements ligneux fragmentés du rio Jacaré-Pepira (Sud-Est du Brésil). Tese de doutorado. Université de Toulouse, Toulouse.
- Metzger JP. 2003a. Estrutura da Paisagem: o uso adequado de métricas *in* Cullen Jr. L, Rudran R, Valladares-Padua C (Orgs.). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Editora UFPR 667 p.
- Metzger JP. 2003b. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia de paisagem *in* Cullen Jr. L, Rudran R, Valladares-Padua C (Orgs.).

- Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Editora UFPR 667p.
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142:1166–1177.
- Michalski F, Peres CA. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124, p.383–396.
- Miller TR, Minter BA, Malan L-C. 2011. The new conservation debate: The view from practical ethics. *Biological Conservation* 144(3): 948–957.
- Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). 2013. Balança Comercial Mensal dezembro/2013, Exportação: principais produtos por fator agregado. Disponível em http://www.desenvolvimento.gov.br/arquivos/dwnl_1389966383.doc
- Ministério da Fazenda. 2010. Economia Brasileira em Perspectiva. Edição especial. 162p. Disponível em <http://www.fazenda.gov.br/portugues/docs/perspectiva-economia-brasileira/edicoes/Economia-Brasileira-Em-Perpectiva-Especial-10.pdf>
- Moreira C, Piccin M, Santarelli M, Gadelha E. 2010. O programa de aquisição de alimentos da agricultura familiar e o Fome Zero. in Aranha AV (ed.) *Fome Zero: Uma história brasileira*. Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome, Brasília.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* 10 (2): 58-62.
- Murphy P. 2012. Brazil's Rousseff vetoes key clauses of land law. Reuters. Disponível em <http://www.reuters.com/article/2012/05/25/us-brazil-forest-law-idUSBRE84O1DS20120525%3E>.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Myers RJ, Sexton RJ, Tomek WG. 2010. A Century of Research on Agricultural Markets. *American Journal of Agricultural Economics* 92 (2): 376-403.
- Nascimento HEM, Andrade ACS, Camargo JLC, Laurance WF, Laurance SG, Ribeiro JEL. 2006. Effects of the Surrounding Matrix on Tree Recruitment in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology* 20 (3): 853-860
- Niraj SK, Dayal V, Krausman PR. 2010. Applying methodological pluralism to wildlife and the economy. *Ecological Economics* 69(8):1610-1616

- Nivia E, Perfecto I, Ahumada M, Luz K, Pérez R, Santamaría J. 2009. Agriculture at a Crossroads Volume III: Latin America and the Caribbean, in Watson RT, Herren HR, Wakhungu J (eds.) Agriculture at a Crossroads: The International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD). Island Press, Washington, D.C.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H, Wagner H. 2013. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-7. Disponível em <http://CRAN.R-project.org/package=vegan/>
- Oldekop JA, Bebbington AJ, Truelove NK, Holmes G, Villamarín S, Preziosi RF. 2012. Environmental Impacts and Scarcity Perception Influence Local Institutions in Indigenous Amazonian Kichwa Communities. *Human Ecology* 40:101-115.
- Oldekop JA, Bebbington AJ, Truelove NK, Tysklind N, Villamarín S, Preziosi RF. in press. Co-abundance patterns of common and rare leaf-litter frogs, epiphytic ferns and dung beetles across a gradient of human disturbance. *PLOS One*.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51(11):933-938.
- O'Neill RV, Krummel JR, Gardner RH, Sugihara G, Jackson B, DeAngelis DL, Milne BT, Turner MG, Zigmunt B, Christensen SW, Dale VH, Graham RL. 1988. Indices of Landscape Pattern. *Landscape Ecology* 1, 153-162.
- Ostrom E. 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:15181-15187.
- Oumer A, Neergaard A. 2011. Understanding livelihood strategy-poverty links: empirical evidence from central highlands of Ethiopia. *Environment, Development and Sustainability* 13:547-564.
- Paganini S. 2010. A implantação do PAA – Programa de Aquisição de Alimentos in Aranha AV (ed.) *Fome Zero: Uma história brasileira*. Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome, Brasília.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição/2nd Edition.

- Occasional Papers in Conservation Biology, 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp
- Pardini R, Faria D, Accacio GM, Laps RR, Mariano-Neto E, Paciencia MLB, Dixo M, Baumgarten J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142:1178-1190.
- Perz SG, Brilhante S, Brown IF, Michaelsen AC, Mendoza E, Passos V, Pinedo R, Reyes JF, Rojas D, Selaya G. 2010 Crossing boundaries for environmental science and management: combining interdisciplinary, interorganizational and international collaboration. *Environmental Conservation* 37(4): 419–431
- Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE. 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333(6047): 1289-1291.
- R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <http://www.R-project.org>.
- Redford KH. 1992. The empty forest. *BioScience* 42(6): 412.
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro VA, Lima IP (eds.) 2011. Mamíferos do Brasil. 2ª ed. 439p.
- Redo D, Grau H, Aide MT, Clark ML. 2012 Asymmetric forest transition driven by the interaction of socioeconomic development and environmental heterogeneity in Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(23): 8839–8844.
- 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. *The American Naturalist* 164(5): 130-153.
- Ripple WJ, Bradshaw GA, Spies T. 1991. Measuring Forest Landscape Patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biological Conservation* 57: 73-88.
- Risser PG. 1995. The status of the science examining ecotones. *BioScience* 45(5): 318-.
- Robertson GP, Swinton SM. 2005. Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: a grand challenge for agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 38–46

- Rocha C, Lessa I. 2009. Urban Governance for Food Security: The Alternative Food System in Belo Horizonte, Brazil. *International Planning Studies* 14:389-400.
- Rocha C. 2009. Developments in national policies for food and nutrition security in Brazil. *Development Policy Review* 27:51-66.
- Rochas AF, Stauffer C. 2012. Brazil's Belo Monte dam risks delay after court order. Reuters. Disponível em <http://www.reuters.com/article/2012/08/17/us-brazil-belomonte-suspension-idUSBRE87G0LW20120817>
- Romme WH. 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecological Monographs* 52: 199-221.
- Rondinini C, Di Marco M, Chiozza F, Santulli G, Baisero D, Visconti P, Hoffmann M, Schipper J, Stuart SN, Tognelli MF, Amori G, Falcucci A, Maiorano L, Boitani L. 2011. Global habitat suitability models of terrestrial mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366:2633-2641.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *In: Third ERTS Symposium, Proceedings, NASA SP-351, NASA, Washington, DC, v. 1, p. 309-317.*
- Santarelli M, Moreira C. 2010. De lei à mesa: A construção institucional da política nacional de segurança alimentar e nutricional *in* Aranha AV (ed.) *Fome Zero: Uma história brasileira*. Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome, Brasília.
- Santos-Filho M, Silva DJ, Sanaiotti TM. 2008. Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 703-711.
- Santos-Filho M, Peres C, Silva D, Sanaiotti T. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 21(4):1127-1147.
- Scarano FR. 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation* 142(6): 1201-1208.
- Shen J, Li C, Mi G, Li L, Yuan L, Jiang R, Zhang F. 2013. Maximizing root/rhizosphere efficiency to improve crop productivity and nutrient use efficiency in intensive agriculture of China. *Journal of Experimental Botany* 64 (5): 1181-1192.

- Sloan S. 2007. Fewer people may not mean more forest for Latin American forest frontiers. *Biotropica* 39:443-446.
- SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2012. Atlas da Mata Atlântica: Relatório 2011. Disponível em <http://mapas.sosma.org.br>
- Sparovek G, Barretto AGOP, Maule RF, and Martins SP. 2005. Análise Territorial da Produção nos Assentamentos. Ministério de Desenvolvimento Agrícola (MDA), Brasília.
- Spradley JP. 1979. The ethnographic interview. Wadsworth Group, USA. 247p.
- Steffan-Dewenter I, Müzenberg U, Bürger C, Carsten T, Tscharrntke T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83(5): 1421- 1432.
- Stevens SM, Husband TP. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85(1): 1-8.
- Stolf R, Piedade SMS, Silva JR, Silva LCF, Maniero MA. 2012. Transposição do rio São Francisco para o nordeste semiárido do Brasil: dados técnicos, impactos ambientais e enquete sobre o volume transposto. *Engenharia Agrícola* 32(6): 998-1010.
- Swihart RK, Atwood TC, Goheen JR Scheiman DM, Munroe KE, Gehring TM. 2003. Patch occupancy of North American mammals: is patchiness in the eye of the beholder? *Journal of Biogeography* 30(8): 1259–1279.
- Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* 143(10): 2328–2340.
- Teixeira AMG, Soares-Filho BS, Freitas SR, Metzger JP. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 1219–1230.
- Tejaswi G. 2007. Manual on deforestation, degradation and fragmentation using remote sensing and GIS. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.
- Tobler MW, Carrillo-Percestequi SE, Leite Pitman R, Mares R, Powell G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11(3): 169–178
- Trolle M, Kéry M. 2007. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69(3-4): 409–416.

- Tscharntke T, Clough Y, Wanger TC, Jackson L, Motzke I, Perfecto I, Vandermeer JH, Whitbread A. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation Online* First.
- Turner BL, Robbins P. 2008. Land-change science and political ecology: Similarities, differences, and implications for sustainability science. *Annual Review of Environment and Resources* 33:295-316.
- USGS: The United States Geological Survey. Disponível em <http://glovis.usgs.gov/>, acessado em setembro/2012.
- Van Apeldoorn RC, Oostenbrink WT, van Winder A, Van Zee FF. 1992. Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. *Oikos* 65: 265-274.
- van der Ree R, Jaeger JAG, van der Grift EA, Clevenger AP. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving towards larger scales. *Ecology and Society* 16(1): 48.
- Vilela NJ, Lana MM, Nascimento EF, Makishima N. 2003. O peso da perda de alimentos para a sociedade: o caso das hortaliças. *Horticultura Brasileira*, 21(2): 142-144.
- Wan AA, Sullivan PJ, Lembo AJ, Smith CR, Maerz JC, Lassoie JP, Richmond ME. 2009. Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. *Biological Conservation* 142(5): 982–991.
- Wemmer C, Kunz TH, Lundie-Jenkins G, McShea W. 1996. Mammalian Sign. in Wilson DE, Cole FR, Nichols JD, Rudran R, Foster Ms (orgs.) *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press 409p.
- West P, Igoe J, Brockington D. 2006. Parks and Peoples: The Social Impact of PAs. *Annual Review of Anthropology* 35(1): 251–277.
- Wilkie DS, Bennett EL, Peres CA, Cunningham AA. 2011. The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 120–128
- Wilkinson J. 2003. A agricultura familiar ante o novo padrão de competitividade do sistema agroalimentar na América Latina. *Estudos Sociedade e Agricultura* 21: 62-87.
- Wittemyer G, Elsen P, Bean WT, Burton ACO, Brashares JS. 2008. Accelerated human population growth at PA edges. *Science* 321: 123–126.
- Whittingham MJ. 2011. The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? *Journal of Applied Ecology*, 48: 509–513.

- Wold S. 1994. PLS for Multivariate Linear Modeling in van de Waterbeemd H (ed.) SAR: Chemometric methods in molecular design: Methods and principles in medicinal chemistry. Verlag Chemie, Heidelberg, Germany
- Young CEF. 2003. Socioeconomic causes of Deforestation in the Atlantic forest of Brazil *in* Leal CG, Câmara IG (eds.) The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. Island Press, Washington, EUA. 488p.

Anexo 1: Modelo do formulário para levantamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte

Coordenadas	do
Local: _____	
() Proprietário () Meeiro () Arrendatário () Empregado	ID: _____
Idade: _____ Sexo: () F () M	Tempo de residência: _____ Data: __/__/____

- 1) Você já avistou algum animal com pelo na propriedade? Poderia descrevê-lo(s)?
- 2) Você acredita que alguma espécie esteja aparecendo com mais/menos frequência nos últimos anos? Quais espécies e qual tendência você percebe? Há quanto tempo você acha que essa tendência iniciou?
- 3) Você já viu algum dos animais nessas figuras na propriedade? Há quanto tempo? Antes disso, já tinha avistado alguma vez?

Espécie ____	Vista?
Até 2 anos atrás	
2-5 anos atrás	
5-10 anos atrás	
+10 anos atrás	

Espécie ____	Vista?
Até 2 anos atrás	
2-5 anos atrás	
5-10 anos atrás	
+10 anos atrás	

Espécie ____	Vista?
Até 2 anos atrás	
2-5 anos atrás	
5-10 anos atrás	
+10 anos atrás	

Obs: _____