

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS
UNIFAL - MG**

PAULA EVELINE RIBEIRO D'ANUNCIÇÃO

**FRAGMENTOS FLORESTAIS CIRCUNDADOS POR
CANA-DE-AÇÚCAR SÃO MAIS INÓSPITOS PARA A
ABUNDÂNCIA DE ANFÍBIOS TERRESTRES QUE
FRAGMENTOS ENVOLVIDOS POR CAFÉ E PASTO**

**Alfenas – MG
2012**

PAULA EVELINE RIBEIRO D'ANUNCIÇÃO

**FRAGMENTOS FLORESTAIS CIRCUNDADOS POR
CANA-DE-AÇÚCAR SÃO MAIS INÓSPITOS PARA A
ABUNDÂNCIA DE ANFÍBIOS TERRESTRES QUE
FRAGMENTOS ENVOLVIDOS POR CAFÉ E PASTO**

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

Orientador: Prof. Dr. Vinícius Xavier da Silva

**Alfenas – MG
2012**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



PAULA EVELINE RIBEIRO D'ANUNCIÇÃO

"FRAGMENTOS FLORESTAIS CIRCUNDADOS POR CANA-DE-AÇÚCAR SÃO OS MAIS INÓSPITOS PARA A ABUNDÂNCIA DE ANFÍBIOS TERRESTRES QUE FRAGMENTOS ENVOLVIDOS POR CAFÉ E PASTO".

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

Aprovado em: 17/12/12

Prof. Dr. Vinícius Xavier da Silva
Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: 

Prof. Dr. Alex Bager
Instituição: UFLA

Assinatura: 

Prof.^a Dra. Luciana Barreto Nascimento
Instituição: PUC

Assinatura: 

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, irmãos e toda minha família pelo amor, carinho e constante apoio.

Ao namorado Vinícius por aguentar todas as lamentações.

Ao Prof. Vinícius, meu orientador, pelo exemplo de ética e pela disposição em explicar todas minhas dúvidas.

A todos os colegas da Biologia que ajudaram na instalação das armadilhas.

A todos os professores e alunos do PPG-ETA, principalmente a primeira turma:

Nayara, Fábio Freire, Fábio Silva, Luiz e Adolfo.

À Universidade Federal de Alfenas pela oportunidade oferecida.

A vocês, obrigada por tudo.

RESUMO

Nos últimos anos tem aumentado o interesse em estudos sobre a influência exercida pelo tipo de matriz sobre os fragmentos florestais. Anfíbios terrestres são bons bioindicadores para esse tipo de estudo por apresentarem baixa vagilidade e alta filopatria. Este estudo comparou riqueza, abundância e composição de espécies de anfíbios terrestres através de armadilhas de interceptação e queda em três conjuntos de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil, de acordo com a matriz predominante no entorno (cana-de-açúcar, café e pasto). Não foram observadas diferenças na riqueza, mas fragmentos com predomínio de cana tiveram a menor abundância de indivíduos. Fragmentos com predomínio de pastagens apresentaram a maior abundância. Essa matriz e a de café indicaram maior permeabilidade que a de cana. A espécie mais abundante, *Rhinella ornata*, não mostrou diferenças biométricas entre os grupos de fragmentos, mas assim como vários outros anfíbios amostrados, apresentou quantidades muito reduzidas de indivíduos nos fragmentos dominados por canaviais.

Palavras-chave: Matriz. Fragmentação de hábitat. Mata Atlântica. Diversidade. Biometria.

ABSTRACT

In recent years there has been increasing interest in studies on a matrix-type influence on forest fragments. Terrestrial amphibians are good bioindicators for this kind of study because of low vagility and high philopatry. This study compared richness, abundance and species composition of terrestrial amphibians through pitfall traps in three sets of semi-deciduous seasonal forest fragments in southeastern Brazil, according to the predominant surrounding matrix (sugar cane, coffee and pasture). There were no differences in richness, but fragments surrounded by sugar cane had the lowest abundance of amphibians, whereas fragments surrounded by pastures had a greater abundance. This matrix and coffee showed higher permeability than sugar cane. The most abundant species, *Rhinella ornata*, showed no biometric differences between fragment groups, but like many other amphibians sampled, showed very low numbers of individuals in fragments dominated by sugar cane fields.

Key words: Matrix. Habitat fragmentation. Atlantic Forest. Diversity. Biometrics.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	8
2	DESENVOLVIMENTO	10
3	JUSTIFICATIVA	20
4	OBJETIVOS	21
4.1	Objetivos específicos	21
5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	22
	SEGUNDA PARTE	33
	ARTIGO: FOREST FRAGMENTS SURROUNDED BY SUGARCANE ARE MORE INHOSPITABLE TO TERRESTRIAL AMPHIBIAN ABUNDANCE THAN FRAGMENTS SURROUNDED BY PASTURE AND COFFEE	34
	INTRODUCTION	35
	METHODS	36
	Study site	36
	Sampling Design	37
	Statistical Analyses	38
	RESULTS	40
	DISCUSSION	43
	ACKNOWLEDGEMENTS	49
	REFERENCES	50

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitats é uma das principais causas dos declínios de espécies pelo mundo. Anfíbios possuem declínios populacionais já registrados em várias regiões. Um dos efeitos da fragmentação para provocar tais declínios é a redução de um habitat antes contínuo em pedaços menores isolados uns dos outros. Entre esses remanescentes de habitat ocorre a expansão do que se denomina tecnicamente de matriz. Nos fragmentos de habitat menores e isolados as populações ali residentes podem não ser capazes de atravessar a matriz e alcançar outros fragmentos à procura de recursos (alimento, abrigo, parceiros sexuais, etc). Essas populações acabam então também sendo reduzidas e isoladas como os fragmentos em que habitam. Ficam assim mais susceptíveis à redução da variabilidade genética e extinção local.

Durante muito tempo, a matriz foi considerada apenas o que era não-habitat em volta dos fragmentos. Mas, progressivamente tem se percebido que este componente da paisagem é bastante dinâmico e complexo. Muitas vezes é formada por um mosaico heterogêneo, composto de vários tipos diferentes de uso e cobertura da terra. Para um mesmo tipo de matriz distintas espécies ou grupos podem responder diferentemente. Para algumas a matriz não permite que tais espécies deixem seu fragmento original e para outras este fluxo entre diferentes fragmentos pode até ser facilitado. Entender o efeito dos diferentes componentes da paisagem sobre as espécies, inclusive da matriz, é imprescindível para podermos estabelecer formas de manejo adequadas. A matriz pode influenciar a disponibilidade de recursos, a dispersão de organismos, a ocupação dos fragmentos de habitat e ainda, a distribuição e dinâmica das populações dentro do fragmento.

No Brasil, matrizes agropecuárias correspondem a quase 30% do território. O tipo de manejo empregado nessas áreas e o uso intensivo de pesticidas representam potenciais ameaças aos animais. Essas podem ser causas prováveis dos declínios de anfíbios em várias partes do mundo. Uma das formas de monitorar esses efeitos é acompanhar populações e guildas inseridas nessas matrizes. Esses declínios podem se expressar na redução da abundância relativa das espécies mais sensíveis primeiro e continuar com a redução da riqueza quando tais espécies desaparecem localmente depois. Posteriormente, pode haver novo aumento de

riqueza decorrente da invasão de espécies generalistas. Porém, antes de reduções na abundância, seriam esperados sinais de comprometimento dos indivíduos da população, como diminuição de tamanho e peso, por exemplo.

2 DESENVOLVIMENTO

A Mata Atlântica foi uma das maiores áreas florestais das Américas, originalmente cobrindo cerca de 150 milhões de hectares, em condições ambientais altamente heterogêneas (RIBEIRO et al., 2009). Uma área longitudinal extensa desde a região tropical até a subtropical, combinada com uma grande variação altitudinal, favoreceu alta diversidade e endemismos (GOERCK, 1997; MITTERMEIER et al., 1999). Esta extraordinária diversidade e concentração de espécies endêmicas enquadram a Mata Atlântica entre os 34 “*hotspots*” mundiais (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, 2005).

A Mata Atlântica está reduzida a uma pequena porcentagem que varia entre 11,4 e 16,0% (incluindo restingas e mangues) de sua cobertura florestal original e está sujeita a um intenso processo de fragmentação (RIBEIRO et al., 2009). Esta redução deve-se, principalmente, ao desmatamento, à exploração de espécies arbóreas, à construção de rodovias e a um crescente processo de urbanização (DEAN, 2002),

A fragmentação e a perda de hábitat são reconhecidas como uma das maiores ameaças à biodiversidade de espécies (CUSHMAN, 2006; SCOTT et al., 2006; EWERS; DIDHAM, 2006; WEYRAUCH; GRUBB JR, 2004; HENLE et al., 2004; LAURANCE, 2004). Particularmente em zonas tropicais onde a diversidade é alta e as florestas estão sendo alteradas à grande velocidade (PINEDA; HALFFTER, 2004). A fragmentação é um processo no qual um hábitat contínuo é dividido em porções menores, mais ou menos isoladas, que apresentam condições ambientais distintas entre si (CERQUEIRA, 2003; EWERS; DIDHAM, 2006; MCGARIAL; CUSHMAN, 2002; SAUNDERS et al., 1991).

As implicações da fragmentação para os organismos são muitas e variadas, pois as espécies possuem diferentes histórias de vida e são afetadas de maneiras diferentes (BENNETT, 2006; SCOTT et al., 2006; URBINA-CARDONA et al., 2006; EWERS; DIDHAM, 2006; PINEDA; HALFFTER, 2004; FAHRIG, 2003). As duas principais consequências para a biota são: redução da área total de hábitat adequado, com possível aumento da densidade da fauna sobrevivente nos remanescentes, e isolamento do hábitat de outras áreas remanescentes. Remanescentes muito isolados podem perder uma proporção das espécies

presentes originalmente e ter aumento de espécies invasoras que são capazes de se estabelecer (SAUNDERS et al., 1991).

Entretanto, para a real compreensão de como as espécies são afetadas pela fragmentação é necessário informações sobre suas respostas a todos os componentes da paisagem, como por exemplo: fragmentos de mata isolados, remanescentes de mata contínuos ou com conexões (corredores) e a matriz entre os fragmentos ou no entorno destes (LAURANCE, 1994; GASCON et al., 1999; SCHMIEGELOW; MONKKONEN, 2002). A matriz pode ser definida como um mosaico heterogêneo, contendo áreas de não-habitat com diferentes permeabilidades para o movimento de indivíduos entre os fragmentos e com consequente influência na distribuição e dinâmica das populações dentro dos mesmos (GASCON et al., 1999; RICKETTS, 2001; ANTONGIOVANNI; METZGER 2005; UMETSU et al., 2008).

A matriz é considerada um filtro seletivo e não uma barreira absoluta para a dispersão de organismos através da paisagem. O tipo de vegetação neste ambiente irá determinar o tamanho do poro do filtro para o movimento de indivíduos. Quanto maior a semelhança estrutural da matriz com o fragmento, maior o poro e maior a facilidade de movimentação (GASCON et al., 1999). Entretanto, os organismos podem variar nos seus requerimentos de tamanho de poro, sendo que aqueles com baixos requerimentos terão maior chance de persistência nos fragmentos (LAURANCE, 1990, 1991, 1994).

A matriz também pode funcionar como um habitat alternativo para espécies nativas e como fonte de espécies exóticas que podem invadir o fragmento e alterar a composição de espécies de alguns grupos (TOCHER et al., 1997; PARDINI, 2004; DIXO, 2005). A matriz pode ainda influenciar na disponibilidade de recursos e no risco de mortalidade (SISK et al., 1997; AARS; IMS, 1999; STORCH et al., 2005).

Diferentes tipos de matriz podem aumentar ou diminuir o efeito de borda. O termo efeito de borda compreende todas as mudanças abióticas e bióticas conseqüentes da justaposição de dois tipos diferentes de habitats (SCHLAEPFER; GAVIN, 2001). Também é considerado o principal impacto sobre fragmentos de florestas tropicais (LAURANCE; BIERREGAARD, 1997). Mudanças abióticas são as alterações microclimáticas que ocorrem no fragmento, entre elas: temperaturas elevadas, alta incidência de raios solares e ventos quentes e secos, podendo gerar um aumento na temperatura do ar e uma redução no déficit de pressão de vapor e

na umidade do solo. Organismos removidos ou favorecidos pela presença de uma borda representam os efeitos de borda bióticos. Estes podem causar efeitos bióticos secundários como alteração das relações predador-presa e parasita-hospedeiro (MURCIA, 1995). Estudos comparando efeitos de borda abióticos em diferentes matrizes, como café sombreado X café não sombreado, *Vismia* sp. X *Cecropia* sp. e floresta secundária X pastagem, mostraram que quanto maior a semelhança da matriz com os fragmentos, menos intensas eram as mudanças microclimáticas nos fragmentos (DIDHAM; LAWTON, 1999; MESQUITA et al., 1999; MURIEL; KATTAN, 2009).

O mesmo foi observado com os efeitos bióticos: quanto maior a complexidade ou semelhança da matriz em relação ao fragmento, maior a riqueza de mamíferos, aves e plantas (ESTADES; TEMPLE, 1999; BRADY et al., 2011; JAMONEAU et al., 2011). A diversidade de espécies também é influenciada de maneira positiva, tanto para aves quanto para formigas e anfíbios (PERFECTO; VANDERMEER, 2002; RAMAN, 2006; SANTOS-BARRERA; MOHD-AZLAN; LAWES, 2011; URBINA-CARDONA, 2011). Algumas espécies de lepidópteros, herbívoros, mamíferos e aves exibem também uma maior abundância em fragmentos circundados por matriz estruturalmente mais semelhante (VANDERMEER; CARVAJAL, 2001; TUBELIS et al., 2006; HAYNES; CRIST, 2009; LEWIS et al., 2011). Além disso, espécies exóticas tem sua abundância reduzida (BRADY et al., 2011).

A maior semelhança ou complexidade da matriz possui também uma correlação positiva com algumas interações: taxa de visitação de insetos polinizadores, taxa de recolonização de aves altamente sensíveis e com o processo de regeneração de algumas plantas (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; NASCIMENTO et al., 2006; DIEKÖTTER et al., 2007). Como já foi mencionado anteriormente, a semelhança diminui os efeitos de borda abióticos e conseqüentemente a taxa de mortalidade de árvores é menor (MESQUITA et al., 1999).

Entretanto, nem todos os estudos apontam as mesmas tendências. A maior complexidade ou similaridade da matriz pode ter influência negativa sobre a abundância de besouros e de algumas aves e na riqueza de pequenos mamíferos (MESQUITA et al., 1999; HAYNES; CRIST, 2009; VIEIRA et al., 2009). Existe ainda a possibilidade de determinado tipo de matriz ter efeito neutro, por exemplo, nas taxas de frugivoria, herbivoria e em algumas características de história de vida de

borboletas (MURIEL; KATTAN, 2009; HAYNES; CRIST, 2009; HERRERA et al., 2011).

A semelhança da matriz com o fragmento de forma geral é determinante na diminuição do efeito de borda, mas tendo em vista que existe um gradiente de matriz desde áreas totalmente abertas, como pastagens, até áreas muito semelhantes ao fragmento, como florestas secundárias, a capacidade de usar ou tolerar a matriz é uma questão chave na persistência de algumas espécies em áreas fragmentadas (LAURANCE, 1991; LAURANCE; BIERREGAARD 1997; GASCON et al., 1999; COOK et al., 2004). A hipótese de tolerância à matriz propõe que a abundância de espécies na matriz é inversamente proporcional a sua vulnerabilidade à fragmentação (GASCON et al., 1999). A forma como determinada espécie responderá à fragmentação depende por sua vez de uma série de parâmetros da paisagem e também das características da história de vida desta espécie (HENLE et al., 2004; EWERS; DIDHAM, 2006). De uma forma geral, espécies de anfíbios com pequeno tamanho corporal e desenvolvimento embrionário direto são mais sensíveis a ambientes perturbados (SUAZO-ORTUÑO et al., 2008). Algumas espécies particularmente sensíveis podem ser consideradas bioindicadoras desses impactos, como efeitos da fragmentação e de diferentes tipos de matriz, por exemplo. Anfíbios é um grupo classicamente considerado bioindicador, constituído por vertebrados tetrápodos, ectotérmicos e, em geral, de pequeno porte e com capacidade de dispersão relativamente baixa.

Anfíbios são particularmente sensíveis à fragmentação, pois a maioria possui ciclo de vida bifásico e quando os fragmentos não possuem áreas de reprodução, estes animais necessitam atravessar uma matriz inóspita para encontrar tais áreas (DUELLMAN; TRUEB, 1994; BECKER et al., 2009). E ainda, possuem pele altamente permeável, exibem baixa vagilidade e forte filopatria (VITT et al., 1990; SEMLITSCH; RYAN, 1998). Além de todos estes fatores, este grupo está sofrendo declínios mundiais, devido principalmente à fragmentação de habitats (STUART et al., 2004).

Estudos recentes identificaram uma gama de ameaças que contribuem para o declínio de anfíbios (ALFORD; RICHARDS, 1999; GIBBON et al., 2000; BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002; COLLINS; STORFER, 2003). Estas ameaças podem ser divididas em duas categorias: i. fatores diretos, incluindo perda de habitat, super-exploração e introdução de espécies exóticas e ii. Fatores indiretos

como mudanças climáticas globais, acidificação, poluição e doenças infecciosas (COLLINS; STORFER, 2003). O Brasil tem uma responsabilidade especial na conservação desse grupo por ser um país megadiverso: é o primeiro do mundo em número absoluto de espécies de anfíbios (SILVANO; SEGALLA, 2005; HADDAD et al., 2008; SEGALLA, 2012). É também o líder de desmatamento mundial, sendo o país que mais perdeu áreas de florestas entre 2000 e 2005 (HANSEN et al., 2010).

Perda de hábitat é unanimemente aceita como a principal causa de extinção de espécies no mundo todo e não é diferente para anfíbios (CUSHMAN, 2006). Frequentemente, a perda de hábitat resulta em uma paisagem semi-natural composta, principalmente, de fragmentos florestais imersos em uma matriz agropecuária (SAUNDERS et al., 1991). No Brasil, a área cultivada corresponde a aproximadamente 9% do território enquanto as pastagens cobrem mais de 20% do território nacional (IBGE, 2006). Dos diversos destinos agropastoris aos quais são destinadas as terras brasileiras, destacaremos três principais: i. a cana-de-açúcar, por sua expressão nacional e pela expansão do uso de biocombustíveis; ii. o café, pela tradição, principalmente, da região Sul de Minas Gerais e o que isso representa em recursos para exportação e iii. áreas de pastagens destinadas principalmente ao gado de corte, uma vocação brasileira tão forte que suplanta as áreas plantadas. Esses três tipos básicos de matriz serão confrontados com os efeitos possíveis que eles podem ter sobre populações e comunidades de anfíbios.

Das espécies vegetais cultivadas no Brasil, a cana-de-açúcar merece destaque tanto em termos econômicos quanto ambientais. O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo, com área de cultivo estimada em 8,5 milhões de hectares (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO, 2012). Estima-se que o país fature 12 bilhões de reais/ano com os produtos derivados da cana: álcool, açúcar e bagaço (PROCANA, 2009). Entretanto, junto com as divisas, aumentam também os problemas ecológicos. Os principais impactos ambientais dessa cultura são: redução da biodiversidade, causada pelo desmatamento e pela implantação de monocultura, contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas e compactação do solo (JUNIOR; RAMOS, 2012). Além disso, práticas comuns no manejo do canavial, como uso intensivo de agrotóxicos, queimadas e corte anual, podem trazer sérias consequências para a biota local.

Por não ser uma cultura perene, o corte do canavial realizado a cada ano ou ano e meio produz drásticas mudanças da paisagem, com graves impactos sobre os

organismos. Enquanto os pés de cana não atingem determinada altura, os animais que conseguem dispersar por este ambiente, principalmente os anfíbios, que precisam se deslocar pela matriz para alcançar as áreas de reprodução, estarão mais expostos a predadores, alta radiação UV-B, baixa umidade do ar e altas temperaturas (HAYES et al., 2002; PREEST; POUGH, 2003; DENOEL et al., 2005; BANCROFT et al., 2008).

Como se não bastasse o corte, outra prática bastante comum no cultivo da cana no Brasil é a queima da palhada, com o objetivo de facilitar as operações de colheita (SANTAELLA; PAES, 1995). Algumas das principais alterações promovidas por essa prática são: a perda de hábitat e diminuição do equilíbrio ecológico, devido à queima da vegetação próxima e pequenos animais nativos que utilizam o canavial para nidificação ou alimentação; eliminação de predadores naturais de algumas pragas, causando maior utilização de agrotóxicos e maior uso de herbicidas para controle de ervas daninhas que se desenvolvem rapidamente após a queima (ROSSETTO, 2012). Além dessas alterações, existe a emissão de fuligem e gases de efeito estufa, que contribuem para o aumento do aquecimento global (IPCC, 1995). A queima emite ainda certas quantidades de compostos nitrogenados com potencial para provocar problemas ambientais locais e regionais, como a chuva ácida, a contaminação das águas e eutrofização de ambientes aquáticos (CARDOSO et al., 2008). A eutrofização é particularmente perigosa para os anfíbios, já que a maioria possui estágio larval aquático (DUELLMAN; TRUEB, 1994).

Em meados de 2008, o Estado de Minas Gerais assinou o Protocolo de Intenções de Eliminação da Queima da Cana no Setor Sucroalcooleiro, o qual determina que a queima seja banida até 2014 (SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO DE MINAS GERAIS, 2008). Em 2002, o Estado de São Paulo, o maior produtor de cana-de-açúcar do Brasil, aprovou a Lei Estadual No. 11.241, que estipulou um cronograma para a eliminação da queima nos canaviais a partir desse mesmo ano, com prazo final em 2021 para áreas mecanizáveis e em 2031 para áreas não mecanizáveis (RONQUIN, 2010).

Depois da perda de hábitat, a poluição é a maior ameaça para as populações de anfíbios (IUCN, 2006). Cada vez mais, produtos químicos da agricultura estão recebendo atenção como potencial causa de declínio destes animais, agindo sozinhos ou em combinação com outros estressores (RELYEA; MILLS, 2001). Estudos recentes demonstraram correlação entre declínios de população e

proximidade com áreas de agricultura (BISHOP et al., 1999; LENOIR et al., 1999; DAVIDSON et al., 2002; HOULAHAN; FINDLAY, 2003; DAVIDSON, 2004). E ainda, muitas malformações de anfíbios têm sido reportadas em áreas agrícolas com extensivo uso de pesticidas e fertilizantes (OUELLET et al., 1997; TAYLOR et al., 2005). Grande parte do ciclo de vida dos anfíbios ocorre em corpos d' água, o que os deixam seriamente ameaçados, já que muitos desses locais estão associados a áreas cultivadas e a época de aplicação de agrotóxicos muitas vezes coincide com a época de reprodução (MANN et al., 2009).

No caso de agrotóxicos, a cultura canieira é a segunda maior consumidora em carga total e a que apresenta maior risco de contaminação de águas subterrâneas por lixiviação de herbicidas. Esses efeitos são resultados do uso do Tebuthiuron, considerado de alto risco e que é usado exclusivamente na lavoura canieira, além de outros com médio potencial de lixiviação, como o Diuron, a Ametrina e o Clomazone (FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DE GOIÁS, 2012).

A metamorfose normal dos anfíbios é regulada pelos hormônios da tireoide (GALTON, 1992). Vários contaminantes ambientais são conhecidos por inibir a atividade desta glândula, incluindo Perclorato, Nonilfenol, o pesticida organoclorado, Methoxychlor e o metabólito do DDT, o DDE (FORT et al., 2004; YANG et al., 2005; THEODORAKIS et al., 2006; MORTENSEN et al., 2006). Por outro lado, alguns contaminantes parecem aumentar a atividade da tireoide (CRUMP et al., 2002; HELBING et al., 2006). Entretanto, pesticidas podem não ter impacto direto na sobrevivência, mas sim efeitos sub-letais que influenciam a adaptabilidade das espécies. Em outras palavras, as populações podem até persistir a curto e médio prazo, mas o tamanho populacional pode cair drasticamente, principalmente em longo prazo. Contaminantes podem, por exemplo, suprimir o sistema imune e deixar os anfíbios mais suscetíveis a patógenos (FOURNIER et al., 2005). Podem também afetar a diferenciação sexual ou os níveis de hormônios sexuais (BEVAN et al., 2003; CEVASCO et al., 2008). A Atrazina, um herbicida largamente utilizado na agricultura, pode afetar a capacidade reprodutiva de anuros e contribuir para o declínio de populações (HAYES et al., 2002, 2003; OKA et al., 2008). Já formulações de Glisofato (presente no Roundup, por exemplo) podem resultar em atraso de desenvolvimento e induzir deformações (LAJMANOVICH et al., 2003; HOWE et al., 2004). Entretanto, nem todas as espécies de anfíbios respondem

necessariamente da mesma forma. Algumas podem ser particularmente resistentes e podem ainda se beneficiar da aplicação de pesticida pela eliminação de competidores ou de predadores mais sensíveis a esses produtos (BOONE; SEMLITSCH, 2001; BOONE et al., 2004; RELYEA et al., 2005).

Além da cana-de-açúcar, outro cultivo agrícola que traz muitos recursos ao Brasil é o café. Apenas no primeiro semestre de 2012, o faturamento com exportações foi de aproximadamente 250 bilhões de dólares (REVISTA VEJA, 2012). Um importante pólo produtor encontra-se na região Sul de Minas Gerais, com a principal cooperativa de café lucrando em torno de R\$ 3 bilhões em 2011 (CAFÉ DA TERRA, 2012). Com relação à quantidade total de ingredientes ativos, a cultura de café utiliza menos agrotóxicos do que a cana-de-açúcar. Ainda assim, é uma das principais consumidoras destes produtos no Brasil (SPADOTTO; GOMES, 2012). Entretanto, os cafezais são considerados como refúgios para a biodiversidade, além de fazerem uso do solo de modo menos impactante para o ambiente (MOGUEL; TOLEDO 1999; PERFECTO et al., 1996). Além do mais, cafezais possuem condição perene e estrutura arbóreo-arbustiva mais semelhante à estrutura florestal, podendo oferecer variedade maior de recursos disponíveis (MCELHINNY et al., 2005). Esta estrutura do café causa também diminuição da incidência direta de luz solar e atenua as ações do vento, ou seja, favorece a umidade local e mantém certa temperatura adequada aos modos de vida de algumas espécies (PINEDA et al., 2005). De forma geral, a biota local é favorecida devido à atenuação do efeito de borda (MESQUITA et al., 1999). Entretanto, mesmo que o café possa ser considerado um importante vestígio de floresta primária em um ambiente altamente transformado, suportando uma biodiversidade maior em relação a outros tipos de uso de terra, ainda é uma substituição ecológica pobre para grandes extensões de floresta intocada (TEJEDA-CRUZ et al., 2010).

Outra atividade econômica muito difundida no Brasil é a criação de gado. As pastagens para esse tipo de criação ocupam mais que o dobro das terras destinadas à agricultura no Brasil (IBGE, 2006). Este gado destina-se majoritariamente para corte, movimentando 118,3 bilhões de reais no ano de 2011 (BEEF-POINT, 2012). Para organismos florestais, o pasto representa uma matriz mais inóspita, com uma condição microclimática extrema em sua estrutura vegetacional mais simples (URBINA-CARDONA, 2006). Animais que utilizam este ambiente, assim como acontece com a cana na fase de corte, estarão mais expostos à intensa radiação

UV-B, altas temperaturas, baixa umidade do ar e podem ser alvos fáceis de predadores (HAYES et al., 2002; PREEST; POUGH, 2003; DENOEL et al., 2005; BANCROFT et al., 2008). Entretanto, o manejo de pastagens é bem mais simples em comparação com áreas agrícolas. Eventualmente são utilizados fertilizantes e herbicidas para limitar a competição com a vegetação nativa. O fogo é usado para remoção da pastagem antiga e promoção de rebrote e também para controle de pragas e para evitar rebrote de arbustos e troncos de madeira derrubados (EMBRAPA, 1984). Em geral muito pouco se investe no manejo de pastagens brasileiras, sendo provavelmente o tipo de matriz com menor emprego de agrotóxicos.

Ainda que a quantidade de agrotóxicos utilizada no manejo de pastagens seja pequena, a presença de gado pode trazer consequências para a fauna ali presente. A criação destes animais pode alterar características do hábitat terrestre de anfíbios, tais como densidade da vegetação e umidade do solo, e do hábitat aquático (como a química da água e densidade da vegetação ripária) (YATES et al., 2000). O impacto do pastoreio em anfíbios é controverso, com estudos documentando impacto negativo, outros resposta diferencial espécie-específica, ou ainda benéfica pela remoção da vegetação excessiva (PYKE; MARTY, 2005; SCHMUTZER et al., 2008; BURTON et al., 2009). Fica claro que a respostas dos animais ao pastoreio de gado dependerá das suas características de história natural e requerimentos de hábitat. a presença do gado pode ter um impacto maior sobre esses animais já que a maioria dos anfíbios possuem ciclo de vida bifásico (DUELLMAN; TRUEB, 1994). Gado deposita resíduos de nitrogênio em ambientes aquáticos enquanto forrageia ou bebe água, o que eleva a concentração de amônia, nitrito e nitrato, podendo diminuir o tamanho corporal das larvas e sua sobrevivência e aumentando a taxa de malformações (JOFRE; KARASOV, 1999). Um aumento de compostos nitrogenados pode também ocasionar uma cascata trófica causando mudanças na biomassa de algas e composição de invertebrados aquáticos, ambos conhecidos por impactar a abundância de larvas de anfíbios (ALFORD, 1999; CHASE, 2003). Esses compostos podem resultar também em eutrofização dos corpos d'água (CARPENTER et al., 1998). O gado pode ainda se alimentar da vegetação emergente dos corpos d'água, a qual fornece esconderijo e local de alimentação para as larvas de anfíbios (ALFORD, 1999).

Distúrbios como o pastoreio podem resultar também na redução de espécies altamente competitivas. Níveis intermediários de distúrbios podem prevenir ou retardar a exclusão competitiva de espécies que seriam suplantadas em condições não perturbadas, mantendo-se uma diversidade maior de espécies sob a hipótese do distúrbio intermediário (CONNEL, 1978).

O próximo capítulo traz um artigo, que testou as respostas da guilda de anfíbios de serrapilheira a diferentes matrizes predominantes no entorno de fragmentos de Mata Atlântica Estacional Semidecidual no Sul de Minas Gerais, uma região com predominância de três usos principais do solo: canaviais, cafezais e pastagens. As respostas dessas guildas foram avaliadas em termos de diversidade (riqueza e abundância) e para a população mais abundante, foram também monitorados o comprimento do corpo e a biomassa. Os efeitos das matrizes já foram muito negligenciados nos estudos sobre fragmentação (JULES; SHAHANI, 2003). Entretanto, o número de trabalhos abordando este tema em relação a anfíbios tem aumentado nos últimos anos com diferentes enfoques, como por exemplo: efeitos de diferentes tipos de matrizes, predominância do efeito de matriz sobre o efeito de borda, probabilidade de extinção associada à matriz, modelos de distribuição espacial baseados na permeabilidade da matriz, respostas genéticas à matriz, teste da hipótese de tolerância à matriz e variações na dieta (GASCON et al., 1999; TOCHER et al., 2001; TORAL et al., 2002; PINEDA; HALFFTER, 2004; RAY et al., 2007; WATLING; DONNELLY, 2007; GOLDBERG; WAITS, 2010; DIXO; METZGER, 2010; CUBIDES; URBINA-CARDONA, 2011; SANTOS-BARRERA; URBINA-CARDONA, 2011; HOYOS-HOYOS et al., 2012).

3 JUSTIFICATIVA

A real compreensão de como as espécies são afetadas pela fragmentação apenas é alcançada com informações sobre suas respostas a todos os componentes da paisagem. A matriz é um importante componente e não pode ser negligenciada, já que influencia na distribuição e dinâmica das populações dentro dos fragmentos de mata (GASCON et al., 1999; RICKETTS, 2001; ANTONGIOVANNI; METZGER 2005; UMETSU et al., 2008).

A maioria dos anfíbios possui ciclo de vida bifásico, pele altamente permeável, baixa vagilidade e forte filopatria (VITT et al., 1990, DUELLMAN; TRUEB, 1994, SEMLITSCH; RYAN, 1998). Dessa forma, podem ser considerados excelentes bioindicadores da qualidade ambiental e organismos ideais para testar a influência de diferentes matrizes. Além disso, é o grupo com a maior proporção de espécies ameaçadas de extinção e enfrentam um declínio global de alta escala causado principalmente pela perda e fragmentação de habitat (STUART et al., 2004).

Prevedello et al., (2010), estudando deslocamentos de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica do Rio de Janeiro, verificaram que a biomassa dos indivíduos e o tipo de matriz em volta dos fragmentos influenciavam o grau de tortuosidade dos movimentos desses animais. Embora esse estudo tenha sido feito com outro grupo (mamíferos) e outros tipos de matriz (pastagem roçada, pastagem abandonada e plantação de mandioca), ele é um exemplo recente, desenvolvido no Brasil e no mesmo bioma da presente proposta, que mostra como parâmetros intrínsecos (biomassa) e extrínsecos (tipos de matriz) podem influenciar aspectos fundamentais da biologia das espécies sob o efeito da fragmentação.

Os parâmetros corporais (tais como tamanho do corpo e biomassa) podem indicar tendências de declínios antes das populações efetivamente desaparecerem, sendo assim, uma ferramenta fundamental de monitoramento ambiental, além de simples e de baixo custo.

4 OBJETIVOS

Verificar se tipos diferentes de matriz influenciam a composição e/ou abundância de anfíbios em fragmentos de Mata Atlântica.

4.1 Objetivos específicos

Determinar a diversidade (riqueza e abundância) de anfíbios de serrapilheira em nove fragmentos de Mata Atlântica Estacional Semidecidual no entorno de Alfenas – MG.

Comparar a diversidade de anfíbios de serrapilheira entre os fragmentos de Mata Atlântica Estacional Semidecidual de acordo com cada um dos três tipos predominantes de matriz que os circundam: canavial, cafezal e pastagem.

Determinar o comprimento rostro–cloacal (CRC) e a biomassa de anfíbios de serrapilheira presente em nove fragmentos de Mata Atlântica Estacional Semidecidual no entorno de Alfenas – MG.

Comparar o comprimento rostro–cloacal (CRC) e a biomassa de anfíbios de serrapilheira entre os fragmentos Mata Atlântica Estacional Semidecidual de acordo com cada um dos três tipos predominantes de matriz que os circundam: canavial, cafezal e pastagem.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AARS, J.; IMS, R. A. Demographic consequences of movements in subdivided root vole populations. **Oikos**, v. 85, p. 204–216, 1999.

ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 30, p. 133–165, 1999.

ALFORD, R.A. Ecology: resources use, competition and predation. In: MCDIARMID, R.W.; ALTIG, R. Tadpoles: The biology of anuran larvae. Chicago: University of Chicago, 1999. cap. 10, p. 240–278.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441-451, 2005.

BANCROFT, B. A.; BAKER, N. J.; BLAUSTEIN, A. R. A meta-analysis of the effects of ultraviolet B radiation and its synergistic interactions with pH, contaminants, and disease on amphibian survival. **Conservation Biology**, v. 22, p. 987–996, 2008.

BECKER, G. C. et al. Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. **Conservation Biology**, v. 24, p. 287- 294, 2009.

BEEF-POINT. CNA: faturamento da pecuária cresceu 21% em 2011 para R\$118,3 bi. Disponível em: <<http://www.beefpoint.com.br/cadeia-produtiva/giro-do-boi/cna-faturamento-da-pecuaria-cresceu-21-em-2011-para-r1183-bi-77565/>>. Acesso em: 23 jul. 2012.

BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, v. 133, p. 250-264, 2006.

BEVAN, C. L. et al. Environmental estrogens alter early development in *Xenopus laevis*. **Environmental Health Perspectives**, v. 111, p. 488–496, 2003.

BISHOP, C. A. et al. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990–1992). **Environmental Monitoring and Assessment**, v.57, p. 21–43, 1999.

BLAUSTEIN, A. R.; KIESECKER, J. M. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. **Ecology Letters**, v. 5, p. 597–608, 2002.

BOONE, M. D.; SEMLITSCH, R. D. Interactions of an insecticide with larval density and predation in experimental amphibian communities. **Conservation Biology**, v. 15, p. 228–238, 2001.

BOONE, M.D. et al. Effects of an insecticide on amphibians in large-scale experimental ponds. **Ecological Applications**, v. 14, p. 685–691, 2004.

BRADY, M. J. et al. Matrix is important for mammals in landscapes with small

amounts of native forest habitat. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 617–628, 2011.

BURTON, E. C. et al. Differential responses of postmetamorphic amphibians to cattle grazing in wetlands. **Journal of Wildlife Management**, v. 73, p. 269-277, 2009.

CAFÉ DA TERRA. Faturamento da Cooxupé cresce 68% e atinge 3 bi em 2011. Disponível em: <<http://cafedaterra.com.br/cafes/cafes/faturamento-da-cooxupe-cresce-68-e-atinge-r-3-bi-em-2011-03042012/>>. Acesso em: 23 jul. 2012.

CARDOSO, A. A.; MACHADO, C. M. D.; PEREIRA, E. A. Biocombustível, o mito do combustível limpo. **Química Nova na Escola**, São Paulo, v. 28, p. 9-14, 2008.

CARPENTER, S. R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, p. 559-568, 1998.

CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. et al. **Fragmentação de ecossistemas**. Brasília, 2003. 510p.

CEVASCO, A. et al. Endocrine disrupting chemicals (EDC) with (anti)estrogenic and (anti)androgenic modes of action affecting reproductive biology of *Xenopus laevis*: II. Effects on gonad histomorphology. **Comparative Biochemistry and Physiology C Toxicology and Pharmacology**, v. 147, p. 241–251, 2008.

CHASE J. M. Strong and weak trophic cascades along a productivity gradient. **Oikos**, v. 101, p. 187–195, 2003.

COLLINS, J. P.; STORFER, A. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. **Diversity and Distributions**, v. 9, p. 89–98, 2003.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL. **Hotspots**. 2005. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br>>. Acesso em: 10 abr. 2012.

COOK, W. M.; ANDERSON, R. M.; SCHWEIGER, E. W. Is the matrix really inhospitable? Vole runway distribution in an experimentally fragmented landscape. **OIKOS**, v. 104, p. 5–14, 2004.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Acompanhamento da safra brasileira. Cana-de-açúcar, safra 2012/2013, terceiro levantamento, dezembro/2012. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/12_12_12_10_34_43_boletim_cana_portugues_12_2012.pdf>. Acesso em: 10 maio 2012.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CUBIDES, P. J. I.; URBINA-CARDONA, J. N. Anthropogenic disturbance and edge effects on anuran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. **Natureza & Conservação**, v. 9(1), p. 39-46. 2011.

CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review

and prospectus. **Biological Conservation**, v. 128, p. 231-240, 2006.

CRUMP, D. et al. Exposure to the herbicide acetochlor alters thyroid hormone-dependent gene expression and metamorphosis in *Xenopus laevis*. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, p. 1199–1205, 2002.

DAVIDSON, C.; SHAFFER, H. B.; JENNINGS, M. R. Spatial tests of the pesticide drift, habitat destruction, UV-B, and climate-change hypotheses for California amphibian declines. **Conservation Biology**, v. 16, p. 1588–1601, 2002.

DAVIDSON, C. Declining downwind: amphibian population declines in California and historical pesticide use. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1892–1902, 2004.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. Companhia das Letras: São Paulo, 2002.

DENOEL, M.; DZUKIC, G.; KALEZIC, M. L. Effects of widespread fish introductions on paedomorphic newts in Europe. **Conservation Biology**, v. 19, p. 162–170, 2005.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. **Biotropica**, v. 31, p. 17-30, 1999.

DIEKÖTTER, T. et al. Direct and indirect effects of habitat area and matrix composition on species interactions among flower-visiting insects. **Oikos**, v. 116, p. 1588-1598, 2007.

DIXO, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serrapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2005. 180f. Tese (doutorado em Ecologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

DIXO, M.; METZGER, J. P. The matrix-tolerance hypothesis: an empirical test with frogs in the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 3059-3071, 2010.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University, 1994.

ESTADES, C. F.; TEMPLE, S. A. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. **Ecology Applications**, v. 9, p. 573–585, 1999.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Review**, p. 1-26, 2006.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DE GOIÁS. Canal bioenergia. Disponível em:

< <http://www.canalbioenergia.com.br/files/revista/pqelmasughimbuziwoqikfpzlllk.pdf>
>. Acesso em: 10 maio 2012.

FORT, D. J. et al. Effect of methoxychlor on various life stages of *Xenopus laevis*. **Toxicological Sciences**, v. 81, p. 454–466, 2004.

FOURNIER, M. et al. Immunotoxicology of amphibians. **Applied Herpetology**, v. 2, p. 297–309, 2005.

GALTON, V. A. The role of thyroid-hormone in amphibian metamorphosis. **Trends in Endocrinology and Metabolism**, v. 3, p. 96–100, 1992.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Conservation Biology**, v. 91, p. 223-229, 1999.

GIBBON, J. W. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. **BioScience** v. 50, p. 653-666, 2000.

GOERCK, J. M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, v. 11, p. 112–118, 1997.

GOLDBERG, C. S.; WAITS, L. P. Comparative landscape genetics of two pond-breeding amphibian species in a highly modified agricultural landscape. **Molecular Ecology**, v. 19, p. 3650-3663, 2010.

HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F.; PRADO, C. P. A. **Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotropica. 244 p, 2008.

HANSEN, M. C.; STEHMAN, S. V.; POTAPOV, P. V. Quantification of global gross forest cover loss. 2010. **PNAS Early Edition**. Disponível em: < www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0912668107>. Acesso em: 11 jul 2012.

HAYES, T. B. et al. Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, p. 5476–5480, 2002.

HAYES, T. et al. Atrazine induced hermaphroditism at 0.1 ppb in American leopard frogs (*Rana pipiens*): laboratory and field evidence. **Environmental Health Perspectives**, v. 111, p. 568–575, 2003.

HAYNES, K. J.; CRIST, T. O. Insect herbivory in an experimental agroecosystem: the relative importance of habitat area, fragmentation, and the matrix. **Oikos**, v. 118, p. 1477-1486, 2009.

HELBING, C. C.; OVASKA, K.; JI, L. Evaluation of the effect of acetochlor on thyroid hormone receptor gene expression in the brain and behavior of *Rana catesbeiana* tadpoles. **Aquatic Toxicology**, v. 80, p. 42–51, 2006.

HENLE, K. et al. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 201-251, 2004.

HERRERA, J. M.; GARCIA, D.; MORALES, J. M. Matrix effects on plant-frugivore and plant-predator interactions in forest fragments. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 125–135, 2011.

HOULAHAN, J. E., FINDLAY, C. S. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, p. 1078–1094, 2003.

HOWE, C. M. et al. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, p. 1928–1938, 2004.

HOYOS-HOYOS, J. M. et al. An approach to the ecology of the herpetofauna in agroecosystems of the Colombian coffee zone. **South American Journal of Herpetology**, v. 7(1), p. 25-34, 2012.

IBGE. **Censo agropecuário de 2006**. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1064&id_pagina=1>. Acesso em: 20 de maio 2012.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 1994: radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios**. Cambridge: Cambridge University, 1995. 339 p.

IUCN. Red list of threatened species, 2006. Disponível em: < www.iucnredlist.org>. Acesso em: 10 maio 2012.

JAMONEAU, A. Drivers of plant species assemblages in forest patches among contrasted dynamic agricultural landscapes. **Journal of Ecology**, v. 99, p. 1152–1161, 2011.

JOFRE, M. B.; KARASOV, W. H. Direct effect of ammonia on three species of North American anuran amphibians. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 18, p. 1806–1812, 1999.

JULES, E. S.; SHAHANI, P. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, p. 459-464, 2003.

JUNIOR, A. L.; RAMOS, N. P. Impactos ecológicos. Disponível em: < <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONT1.html>>. Acesso em: 15 maio 2012.

LAJMANOVICH, R. C.; SANDOVAL, M. T.; PELTZER, P. M. Induction of mortality and malformation in *Scinax nasicus* tadpoles exposed to glyphosate formulations. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 70, p. 612–618, 2003.

LAURANCE, W. F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, v. 71, p. 641-653, 1990.

LAURANCE, W. F. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain-forest mammals. **Conservation Biology**, v. 5, p. 79-89, 1991.

LAURANCE, W. F. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, v. 69, p.23-32, 1994.

LAURANCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **The Royal Society**, v. 359, p. 345-352, 2004.

LAURANCE, W. F., BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997.

LENOIR, J. S. et al. Summertime transport of current-use pesticides from California's Central Valley to the Sierra Nevada mountain range, USA. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 18, p. 2715-2722, 1999.

LEWIS, C. W. Influence of stand and landscape features on snowshoe hare abundance in fragmented forests. **Journal of Mammalogy**, v. 92, p. 561-567, 2011.

MANN, R. M. et al. Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 2903-2927, 2009.

MCGARIAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological applications**, v. 12, p. 335-345, 2002.

MCELHINNY, C. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. **Forest Ecology and Management**, v. 218, p. 1-24, 2005.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, p. 129-134, 1999.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots**. Agrupación Sierra Madre, Mexico City: CEMEX, 1999.

MOGUEL, P.; TOLEDO, V. M. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. **Conservation Biology**, v. 13, p. 11-21, 1999.

MOHD-AZLAN, J.; LAWES, M. J. The effect of the surrounding landscape matrix on mangrove bird community assembly in north Australia. **Biological Conservation**, v. 144, p. 2134-2141, 2011.

MORTENSEN, A. S., KORTNER, T. M., ARUKWE, A. Thyroid hormone-dependent gene expression as a biomarker of short-term 1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)

ethylene (DDE) exposure in European common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. **Biomarkers**, v. 11, p. 524–537, 2006.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.

MURIEL, S. B.; KATTAN, G. H. Effects of patch size and type of coffee matrix on ithomiine butterfly diversity and dispersal in cloud-forest fragments. **Conservation Biology**, v. 23, p. 948–956, 2009.

NASCIMENTO, H. et al. Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, v. 20, p. 853–860, 2006.

OKA, T. et al. Effect of atrazine on metamorphosis and sexual differentiation in *Xenopus laevis*. **Aquatic Toxicology**, v. 87, p. 215–226, 2008.

OUELLET, M. et al. Hindlimb deformities (ectromelia, ectrodactyly) in free-living anurans from agricultural habitats. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 33, p. 95–104, 1997.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2567–2586, 2004.

PERFECTO, I. et al. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. **Bioscience**, v. 46, p. 598–608, 1996.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**, v. 16, p. 174–182, 2002.

PREVEDELLO, J. A.; FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Movement behaviour within and beyond perceptual ranges in three small mammals: effects of matrix type and body mass. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, p. 1315-1323, 2010.

PINEDA, E. et al. Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. **Conservation Biology**, v. 19, p. 400–410, 2005.

PINEDA, E.; HALFFTER, G. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. **Biological Conservation**, v. 117, p. 499-508, 2004.

PREEST, M. R.; POUGH, F. H. Effects of body temperature and hydration state on organismal performance of toads, *Bufo americanus*. **Physiological and Biochemical Zoology**, v. 76, p. 229–239, 2003.

PROCANA. Os impressionantes números do setor (safra 2008/09). 2009. Disponível em: < <http://www.jornalcana.com.br/Conteudo/Conheca%20o%20Setor.asp>>. Acesso em: 11 jul 2012.

PYKE, C. R.; MARTY, J. Cattle grazing mediates climate change impacts on ephemeral wetlands. **Conservation Biology**, v.19, p. 1619-1625, 2005.

RAY, N.; LEHMANN, A.; JOLY, P. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p. 2143-2165, 2002.

RELYEA, R. A., MILLS, N. Predator-induced stress makes the pesticide carbaryl more deadly to gray treefrog tadpoles (*Hyla versicolor*). **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 98, p. 2491–2496, 2001.

RELYEA, R. A. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. **Ecological Applications**, v. 15, p. 618-627, 2005.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, v. 158, p. 87–99, 2001.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, e how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, n. 142, p. 1141-1153, 2009.

RONQUIN, C. C. **Queimada na colheita de cana-de-açúcar**: impactos ambientais, sociais e econômicos. Campinas: Embrapa, 2010.

ROSSETTO, R.; SANTIAGO, A. D. Manejo do canavial. Impactos do canavial. Disponível em: <www.embrapa.br>. Acesso em: 15 maio 2012.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SANTAELLA, M.; PAES, L. A. D. Utilização do fogo em cultura de cana-de-açúcar. In: I FORUM NACIONAL SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS, 1995, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Instituto de pesquisas e estudos florestais, 1995. p. 3-5. Disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/forum_incendios/cap02.pdf>. Acesso em: 20 maio 2012.

SANTOS-BARRERA, G.; URBINA-CARDONA, N. The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 82, p. 679-687, 2011.

SCHLAEPFER, M. A.; GAVIN, T. A. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1079-1090, 2001.

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO DE MINAS GERAIS. Protocolo de Intenções de Eliminação da Queima da Cana no Setor Sucroalcooleiro. Disponível em: <www.agricultura.mg.gov.br>. Acesso em: 10 maio 2012.

SEGALLA, M. 2012. **Brazilian amphibians – List of species**. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 20 maio 2012.

SEMLITSCH, R. D.; RYAN, T. J. Migration amphibian. In: KNOBIL, E.; NEILL, J. D. **The encyclopedia of reproduction**. New York: Academic, 1998, p. 221–227.

SILVANO, D. M.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 79-86, 2005.

SCHMIEGELOW, F. K. A.; MONKKONEN, R. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. **Ecological Applications**, v. 12, p. 375–389, 2002.

SCHMUTZER, A. C. et al. Impacts of cattle on amphibian larvae and the aquatic environment. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 2613-2625, 2008.

SCOTT, D. M. et al. The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. **Biological Conservation**, v. 127, p. 72-87, 2006.

SISK, T. D.; HADDAD, N. M.; EHRLICH, P. R. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. **Ecology Applied**, v. 7, p. 1170-1180, 1997.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F. Agrotóxicos no Brasil. Impactos do canavial. Disponível em: <www.embrapa.br>. Acesso em: 15 maio 2012.

STORCH, I.; WOITKE, E.; KRIEGER, S. Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. **Landscape Ecology**, v. 20, p. 927–940, 2005.

STUART, S. N. et al. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p. 1783-1786, 2004.

SUAZO-ORTUÑO, I.; ALVARADO-DIÁZ, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. **Conservation Biology**, v. 22, p. 362-374, 2008.

TAYLOR, B. et al. Proximity to pollution sources and risk of amphibian limb malformation. **Environmental Health Perspectives**, v. 113, p. 1497–1501, 2005.

TEJEDA-CRUZ, C. et al. Why Shade Coffee Does Not Guarantee Biodiversity Conservation. **Ecology and Society**, v. 15. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art13/>>. Acesso em: 10 julho de 2012.

THEODORAKIS, C. W. et al. Thyroid endocrine disruption in stone rollers and cricket frogs from perchlorate-contaminated streams in east-central Texas. **Ecotoxicology**, v. 15, p. 31–50, 2006.

TOCHER, M. D.; GASCON, C.; MEYER, J. Community composition and breeding

success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix habitat aquatic sites. In: BIERREGAARD JR, R.O. et al. **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale: Yale University, p. 235-247, 2001.

TOCHER, M. D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B. L. Fragmentation effects on a Central Amazonian frog community: a Ten-Year Study. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR, R.O. **Tropical Forest Remnant: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: Chicago University, p. 124-137, 1997.

TORAL, E.; FEINSINGER, P.; CRUMP, M. L. Frogs and cloud forest edge in Ecuador. **Conservation Biology**, v. 16, p. 735-744, 2002.

TUBELIS, D. P.; LINDEMAYER, D. B.; COWLING, A. Bird populations in native forest patches in south-eastern Australia: the roles of patch width, matrix type (age) and matrix use. **Landscape Ecology**, v. 22, p. 1045–1058, 2007.

UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 31, p. 359–370, 2008.

URBINA-CARDONA, J. N.; PEREZ, M. O.; REYNOSO, V. H. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. **Biological Conservation**, v. 132, p. 61-75, 2006.

VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. **American Naturalist**, v.158, p. 211-220, 2001.

REVISTA VEJA. Exportações de café caem em volume e faturamento em maio. Disponível em: <<http://veja.abril.com.br/noticia/economia/exportacoes-de-cafe-caem-em-volume-e-faturamento-em-maio>>. Acesso em: 23 jul. 2012.

VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1191–1200, 2009.

VITT, L. J. et al. Amphibians as harbingers of decaly. **BioScience**, v. 40, p. 4-18, 1990.

WATLING, J. I.; DONNELLY, M. A. Multivariate correlates of extinction proneness in a naturally fragmented landscape. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 372-378, 2007.

WEYRAUCH, S. L.; GRUBB JR., T. C. Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. **Biological Conservation**, v. 115, p. 443-450, 2004.

YANG, F.X.; XU, Y.; WEN, S. Endocrine-disrupting effects of nonylphenol, bisphenol

A, and p, p'-DDE on *Rana nigromaculata* tadpoles. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, p. 1168–1175, 2005.

YATES, C. J.; NORTON, D. A.; HOBBS, R. J. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. **Austral Ecology**, v. 25, p. 36-47, 2000.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO: Forest fragments surrounded by sugarcane are more inhospitable to terrestrial amphibian abundance than fragments surrounded by pasture and coffee

Autores: Paula Eveline Ribeiro D’Anuniação, Marcela Fernandes Vilela Silva, Túlio Ribeiral Pereira, Diego Santana Assis, Lucas Ferrante de Faria, Thamires Casagrande, Andréa Zalmora Garcia Coelho, Bárbara Christina Silva Amâncio, Vinícius Xavier da Silva

Artigo redigido conforme normas da revista *Animal Conservation*

1 TITLE: Forest fragments surrounded by sugar cane are more inhospitable to terrestrial
2 amphibian abundance than fragments surrounded by pasture and coffee

3 SHORT TITLE: Sugar cane as inhospitable matrix for terrestrial amphibians

4 AUTHORS: Paula Eveline Ribeiro D'Anunciação^{1,2,*}, Marcela Fernandes Vilela Silva^{1,2},
5 Túlio Ribeiral Pereira², Diego Santana Assis², Lucas Ferrante de Faria², Thamires
6 Casagrande², Andréa Zalmora Garcia Coelho², Bárbara Christina Silva Amâncio², Vinícius
7 Xavier da Silva^{1,2}

8 ¹Curso de Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Alfenas
9 (Unifal-MG), R. Gabriel Monteiro da Silva, 700, Alfenas, MG, CEP: 37130-000.

10 ²Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais (ECOFRAG), Instituto de Ciências da
11 Natureza (ICN), Universidade Federal de Alfenas (Unifal-MG), R. Gabriel Monteiro da Silva,
12 700, Alfenas, MG, CEP: 37130-000.

13 *Corresponding author. Tel: +55 35 3299-1449. *Email address*: paulaevel@yahoo.com.br. R.
14 Gabriel Monteiro da Silva, 700, Alfenas, MG, CEP: 37130-000.

15

16 Abstract

17 In recent years there has been increasing interest in studies on a matrix-type influence on
18 forest fragments. Terrestrial amphibians are good bioindicators for this kind of study because
19 of low vagility and high philopatry. This study compared richness, abundance and species
20 composition of terrestrial amphibians through pitfall traps in three sets of semi-deciduous
21 seasonal forest fragments in southeastern Brazil, according to the predominant surrounding
22 matrix (sugar cane, coffee and pasture). There were no differences in richness, but fragments
23 surrounded by sugar cane had the lowest abundance of amphibians, whereas fragments
24 surrounded by pastures had a greater abundance. This matrix and coffee showed higher
25 permeability than sugar cane. The most abundant species, *Rhinella ornata*, showed no

26 biometric differences between fragment groups, but like many other amphibians sampled,
27 showed very low numbers of individuals in fragments dominated by sugar cane fields.

28 Keywords: matrix, habitat fragmentation, Atlantic Forest, diversity, biometrics.

29

30 Introduction

31 Species persistence in fragmented landscapes may heavily depend on their tolerance to
32 the surrounding-environment matrix (Gascon *et al.*, 1999; Ricketts, 2001; Castro &
33 Fernandez, 2004). The surrounding matrix can influence resource availability (Sisk *et al.*,
34 1997), animal dispersion (Berry *et al.*, 2005), habitat fragment occupation (Ricketts, 2001;
35 Haila, 2002) and also the distribution and population dynamics within the fragment (Malcolm,
36 1991; Gascon *et al.*, 1999; Watling *et al.*, 2010). Generally, the higher structural similarity of
37 the matrix with the fragment, the greater the pore and the greater the dispersion ease (Gascon
38 *et al.*, 1999). A higher matrix similarity also positively influences richness and abundance,
39 such as for mammals (Brady, 2011), birds (Mohd-Azlan & Lawes, 2011) and amphibians
40 (Santos-Barrera & Urbina-Cardona, 2011).

41 The matrix importance to fragmentation species response depends not only on its
42 structural characteristics, but also species biology (Antongiovanni & Metzger, 2005).
43 Amphibians are sensitive to environmental alterations, because most have a biphasic life cycle
44 (Duellman & Trueb, 1994), permeable skin (Vitt *et al.*, 1990), low vagility (Semlitsch &
45 Ryan, 1998) and strong philopatry. Also, they have been suffering declines worldwide,
46 mainly due to habitat fragmentation (Stuart *et al.*, 2004).

47 Pastures have been frequently studied in relation to matrix and amphibians.
48 Deforestation for pasture establishment can lead to richness reduction and the predominance
49 of generalist and terrestrial anurans (Silva *et al.*, 2011b). In the Amazon rainforest of
50 Rondonia, the pasture matrix reduced reproductive success of *Phyllomedusa tarsius* (Neckel-

51 Oliveira, 2004), including the size of males, the time spent in their breeding sites and their
52 displacement with respect to forest fragments (Neckel-Oliveira & Gascon, 2006). Amphibian
53 richness reduction was also observed in grazing areas in the Colombian Amazon (Cubides &
54 Urbina-Cardona, 2011). In the Mexican rainforest, there was no change in species
55 composition and total abundance in the pasture and forest interior, with lower abundance in
56 the former (Urbina-Cardona *et al.*, 2006). Coffee plantations and pastures in Mountain
57 Tropical Forests of Mexico negatively impacted amphibians, especially large and terrestrial
58 species whose eggs are deposited on land, but whose larvae develop in water (Pineda &
59 Halffter, 2004). A matrix more similar to a forest structure, such as tree monocultures,
60 apparently did not affect amphibian diversity in a secondary Subtropical Forest in Puerto Rico
61 (Nelson *et al.*, 2010) and in the Araucaria forest in the state of Rio Grande do Sul, Brazil
62 (Becker *et al.*, 2007).

63 Our goal was to compare terrestrial amphibian diversity and most abundant species
64 biometrics between forest fragments under the influence of three predominant matrix types
65 (sugar cane, coffee plantations and pastures). A larger number of studies indicating negative
66 effects of grazing on frogs, the scarcity of studies on sugar cane and coffee plantations, as
67 well as the tree and shrub structure of coffee and its perennial aspect (not an annual crop like
68 sugar cane) created a more positive expectation about the effects of coffee instead of sugar
69 cane and pastures.

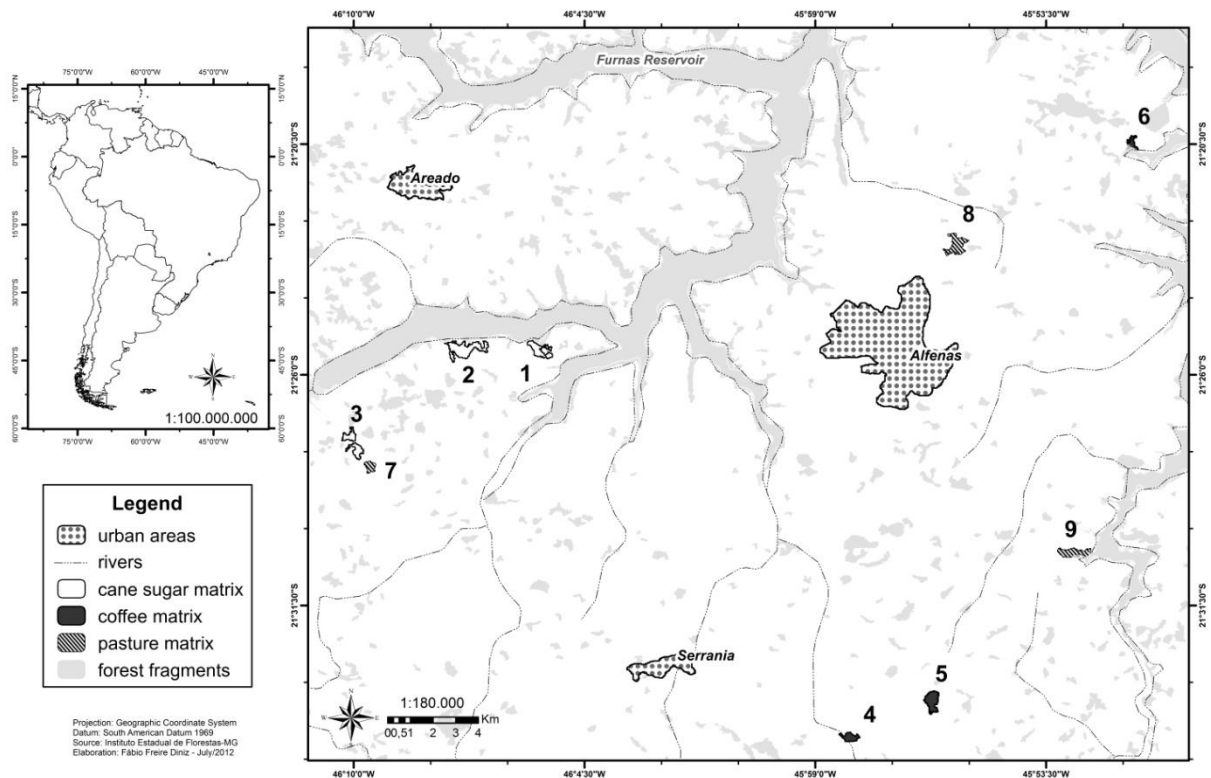
70

71 Methods

72 Study Site

73 The study was conducted in three counties - Alfenas, Areado and Serrania - in the state of
74 Minas Gerais, southeastern Brazil, transitions between biomes of the Atlantic Forest and
75 Cerrado. The region has an average altitude of 880 m, an average annual temperature of 23

76 °C, average annual rainfall of 1600 mm, with even distribution and relative humidity with an
 77 annual average of 70% (Drummond *et al.*, 2005, Martins *et al.*, 2006). Data were collected in
 78 fragments of semi-deciduous seasonal forest whose landscapes are highly fragmented and
 79 altered by agricultural activities, with only 3% of native forest in different successional stages
 80 (Capobianco, 2001). The matrix surrounding the fragments is quite diverse but predominantly
 81 sugar cane, coffee and pasture crops are cultivated on them (Fundação SOS Atlântica &
 82 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009; IBGE, 2010) (Fig. 1).



83

84 **Figure 1**85 **Sampling Design**

86 In the study area, we selected nine semi-deciduous seasonal forest fragments,
 87 according to the following five criteria: 1) minimum distance of 500 m between fragments to
 88 ensure independence between samples (Vitt & Caldwell, 2009), 2) area between 15 and 100
 89 ha, 3) shape index (second McGarigal & Marks, 1994) between 1.22 and 2.46; 4) presence of
 90 a water body in or around the fragment, 5) one of the three predominant types of matrices

91 (over 75% of the surroundings) i.e., on the chosen fragments, sugar cane or coffee plantations
92 or pastures prevailed. Thus, we selected three fragments with each of these predominant
93 matrices (Fig. 1). Note that these three matrix types not only dominate the fragment
94 surroundings, they are the three forms of land use prevalent in the region.

95 In each of the nine fragments, five pitfall traps were installed with drift fences. Each
96 trap array consisted of four 30 L buckets buried in the ground up to the top of the bucket, with
97 a central one and three radial buckets four meters away from the central bucket and placed at
98 120° from each other. These radial buckets were connected to the edge of the central bucket
99 by plastic fences 0.5 m tall and four meters long. Traps were 50 m from the edge of the
100 fragment and 30 m apart from each other. Samples were collected over a period of 15
101 consecutive days in January 2011 and six non-consecutive days in December 2011, totaling
102 22,680 trap-hours.

103 Each specimen collected under IBAMA License No. 1934-1 was measured with a
104 caliper (accuracy 0.01 mm) weighed with a precision balance (0.1 g), euthanized in saturated
105 cloretona and ethanol in water (Cortez *et al.*, 2006), fixed in 10% formalin and preserved in
106 70% alcohol, according to ethical and legal principles (Calleffo, 2002, Franco *et al.*, 2002).
107 The collected material was preserved in the Herpetological Collection Alfred Russel Wallace
108 (CHARW) of Federal University of Alfenas (Unifal-MG). Subsequently, the individuals
109 collected were sexed by dissection and direct observation of the gonads.

110

111 Statistical Analyses

112 The terrestrial amphibian diversity comparison (richness and abundance) between
113 fragments with each of the three predominant matrix types (sugar cane, coffee and pasture)
114 was performed using species rarefaction curves (second Gotelli & Colwell, 2001) with
115 EstimateS 7.5.0 (Colwell, 2009) and 500 randomizations. The program generates 500 species

116 accumulation curves, randomizing the order of the samples. Thus, each point on the curve
117 corresponds to the richness average accumulated in the 500 associated curves with a standard
118 deviation. Several studies support this analysis method rather than the use of classical
119 diversity indices (Gotelli & Colwell, 2001; Melo *et al.*, 2003; Pineda & Halfpeter, 2004;
120 Watling & Donnelly, 2007; Cubides & Urbina-Cardona, 2011). The observed richness was
121 compared with estimated richness by three nonparametric estimators of EstimateS 7.5.0
122 (Colwell, 2009): Chao 1, Chao 2 and Bootstrap, recommended by different authors
123 (Magurran, 2004; Walther & Moore, 2005) and used in similar studies with amphibians
124 (Pineda & Halfpeter, 2004; Watling & Donnelly, 2007; Cubides & Urbina-Cardona, 2011). The
125 observed and estimated richness were also related through the efficiency measure (according
126 to Watling & Donnelly, 2007). The species composition comparison of fragments with
127 different matrix types was based on the concept of complementarity (second Pineda &
128 Halfpeter, 2004) and significance level according to Tuomisto (2010) and Silva *et al.*, (2011b):
129 values above 50% indicate high beta diversity. Exotic species were not considered in these
130 analyses.

131 For biometric analysis, the most abundant species (*Rhinella ornata*) was analysed,
132 using data from snout-vent length (SVL), biomass and mean biomass/SVL, from individuals
133 collected in January 2011. This analysis is a more subtle and refined scale for determining the
134 matrix influence on the forest fragment biota (Lomolino & Perault, 2007; Moen & Wiens,
135 2008; Zuffi *et al.*, 2009). After all, before declining and disappearing, a population under
136 impact should show signs of withering, such as reduced average growth or weight loss. As
137 sample normality was rejected by the Shapiro-Wilk test ($p < 0.01$ for all samples), the
138 measurements of males and females were compared by Mann-Whitney test for each matrix
139 type. There is no sexual dimorphism; sexes were pooled for a comparison between the three

140 matrix types by Kruskal-Wallis. Sexual dimorphism was not only tested for the fragments
 141 with a predominance of sugar cane because of the low number of males in the sample (N = 2).

142 Results

143 In total, 289 individuals were captured from eight species belonging to five families.
 144 The most abundant species was *Rhinella ornata* with 198 specimens (68.5% of total
 145 individuals). Three species (*Odontophrynus cultripes*, *R. schneideri* and *Leptodactylus*
 146 *mystacinus*) had only one or two specimens collected. Of the total number of collected
 147 individuals, 57.8% (N = 167) were recorded in predominantly pasture fragments; 34.2% (N =
 148 99) in coffee, and only 7.9% (N = 23) in sugar cane. Table 1 shows a listing of species and
 149 their abundance in the fragments sampled. One recorded species, *Lithobates catesbeianus*, is
 150 exotic, and although listed in Table 1, was excluded from further analysis. Excluding this
 151 anuran, which is especially abundant and was introduced recently and artificial in a single
 152 pasture fragment, the difference between amphibian total abundance in fragments with
 153 predominant coffee plantations and pastures ranged from 68 to 25. This species alone
 154 accounted for 14.5% of individuals captured in pasture fragments.

155 **Table 1** List of terrestrial amphibian species and their abundance in fragments of Semi-deciduous Seasonal Forest with three
 156 predominant matrix types (sugar cane, coffee, and pastures).

Species	Matrix			Total
	Sugar cane	Coffee	Pasture	
Bufonidae				
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	15	77	106	198
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	0	1	0	1
Craugastoridae				
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	4	1	7	12
Cycloramphidae				
<i>Odontophrynus cultripes</i> (Reinhardt & Lütken, 1861"1862")	1	0	0	1
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	0	15	8	23
Leptodactylidae				

<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	2	0	0	2
<i>Physalaemus cuvieri</i> (Fitzinger, 1826)	1	5	3	9
Ranidae				
<i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802)	0	0	43	43
Total	23	99	167	289

157

158

159 Observed and estimated richness analysis showed relatively little difference between
 160 them and for sugar cane and pasture, with efficiencies greater than 85%. For coffee, estimated
 161 richness and 75% efficiency indicates that the species number can be greater than we found
 162 (Table 2).

163 Regarding the species composition (Table 3), the complementarity average of 42.3%
 164 means low species turnover (or low beta diversity) between sites compared. This could
 165 contribute to a not very high total landscape diversity (gamma), with many species in
 166 common in different fragments, i.e. with many species moving from one fragment to another
 167 (high matrix permeability). However, this average was greatly influenced by the low
 168 complementarity between fragments surrounded by pasture and coffee (20%). The
 169 complementarity values in comparisons involving fragments with sugar cane were above
 170 50%. In other words, the coffee and pasture matrices apparently affect fewer terrestrial
 171 amphibian species composition of the fragments involved (most similar species
 172 compositions). Or perhaps these matrices are more permeable, facilitating the individual and
 173 species transit. The sugar cane matrix somehow seems to result in a unique species
 174 composition in its fragments (probably due to lower permeability).

175 **Table 2** Observed species richness (S_{obs}), estimated species richness (S_{est}) for three estimators and efficiency (S_{obs} / S_{est}
 176 average) of terrestrial amphibians in the fragments of Semi-deciduous Seasonal Forest with three predominant matrix types
 177 (sugar cane, coffee and pastures).

Matrix	S_{obs}	S_{est}			Efficiency
		Chao 1	Chao 2	Bootstrap	

Sugar cane	5	5.5	5.32	6	0.89
Coffee	5	6	7.86	6.1	0.75
Pasture	4	4	4	4.25	0.97

178

179 **Table 3** Complementarity values (%) for terrestrial amphibian species composition among fragments of Semi-deciduous
180 Seasonal Forest with three predominant matrix types (sugar cane, coffee, and pastures).

Matrix	Sugar cane	Pasture
Coffee	57	20
Sugar cane	-	50

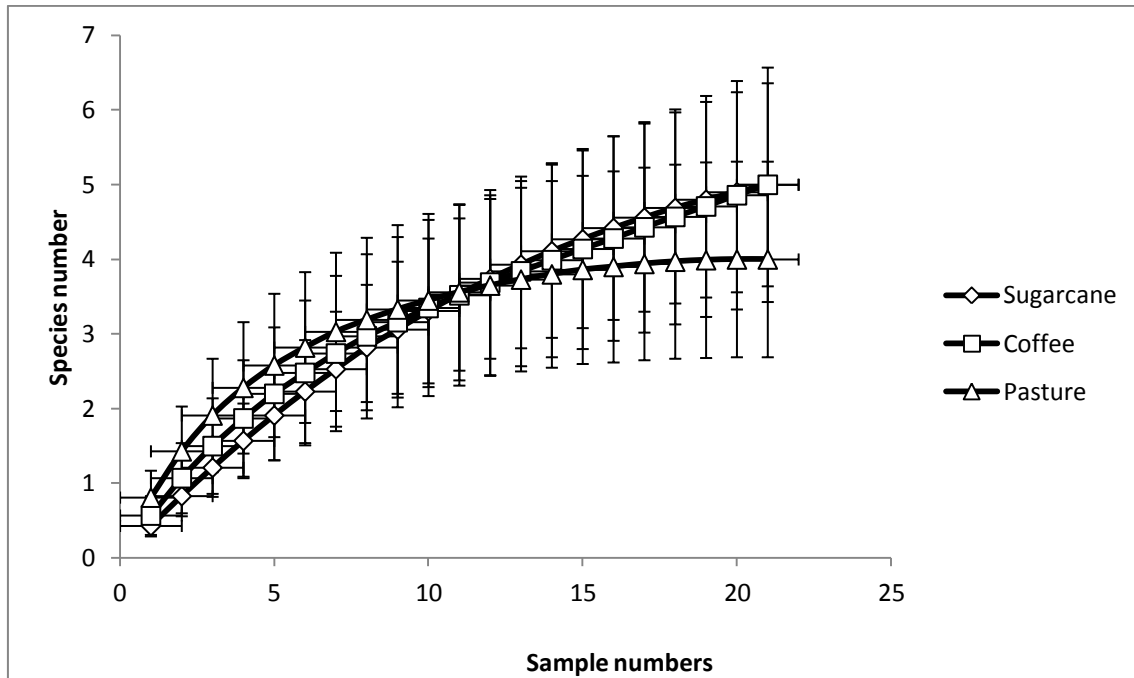
181 Average complementarity of 42.3%

182

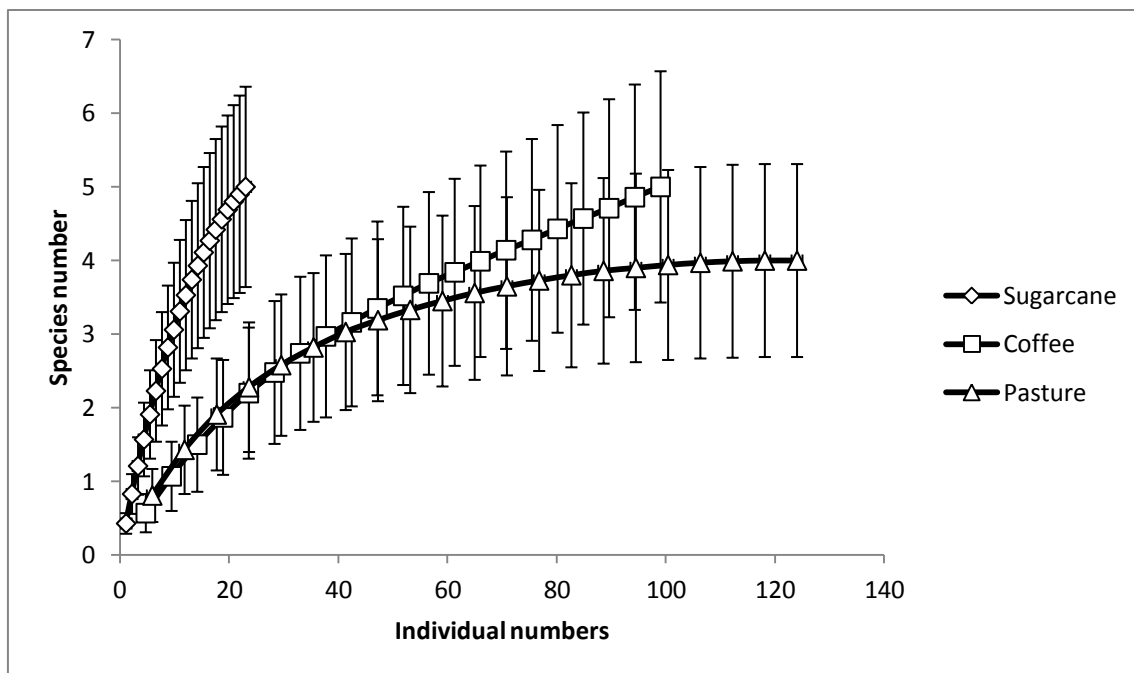
183 Sample-based rarefaction curves (Fig. 2) indicate that the sampling effort was
184 sufficient, with the three matrix types tending to stabilize. Individual-based rarefaction curves
185 (Fig. 3) support the results of Tables 1 and 2: richness relatively constant, but relative
186 abundance very different. Sugar cane fragments exhibited the lowest individuals number,
187 followed by coffee fragments, while more than half of the individuals were captured from the
188 pasture fragments.

189 *Rhinella ornata* biometric analysis detected no sexual dimorphism in relation to
190 biomass (coffee: $U=253$, $Z(U)=0.559$, $p=0.271$; pasture: $U=459.5$, $Z(U)=1.099$, $p=0.498$),
191 snout-vent length (SVL) (coffee: $U=281$, $Z(U)=0.559$, $p=0.576$; pasture: $U=447.5$,
192 $Z(U)=0.817$, $p=0.414$) nor to ratio biomass/SVL (coffee: $U=244$, $Z(U)=1.273$, $p=0.203$;
193 pasture: $U=462.5$, $Z(U)=0.642$, $p=0.521$). Also no biometric differences were observed
194 between fragments with the three predominant matrix types (biomass: $H_{df=2} = 2.81$, $p = 0.246$;
195 SVL: $H_{df=2} = 1.84$, $p = 0.398$; biomass/SVL: $H_{df=2} = 2.59$, $p = 0.274$).

196



197

198 **Figure 2**

199

200 **Figure 3**

201 Discussion

202 Forest fragments surrounded by three predominant matrix types (sugar cane, coffee
 203 and pasture) showed terrestrial amphibian richness constant values, but the total abundance
 204 varied greatly. The lowest individual number is present in fragments surrounded by sugar

205 cane, about four and seven times less than in fragments with coffee and pasture, respectively.
206 Some studies indicate that abundance is a bioindicator parameter more efficient than richness
207 (Giaretta *et al.*, 1999; Urbina-Cardona *et al.*, 2006). The search for species richness
208 differences can only mask other processes and generate inefficient conservation plans (Silva
209 *et al.*, 2011b). One reason may be a generalist species presence occupying disturbed areas,
210 which can artificially inflate species richness (Haddad & Abe, 1999; Santos *et al.*, 2007).

211 Fragments surrounded by sugar cane with low abundance may be the result of
212 management practices used in this cultivation and not in the other two activities. Among the
213 sugar cane management practices potentially harmful to amphibians, highlight the annual
214 cutting, burning and specific pesticides use.

215 Although coffee plantation mostly resembles the structure of tree and shrub forest
216 (Perfecto *et al.*, 1996; Moguel & Toledo, 1999), and the pastures are more like open habitats,
217 both can be considered relatively perennial. The sugar cane management, in turn, requires a
218 cut every year or one-and-a-half years, producing instant and drastic changes in the landscape.
219 Suddenly, amphibians of fragment, which explore the sugar cane plantation in search of
220 resources or simply as a transit corridor to reach breeding areas, are more exposed to
221 predators (Denoel *et al.*, 2005), high UV-B radiation (Hayes *et al.*, 2002), high temperatures
222 and low air humidity (Preest & Pough, 2003).

223 Several negative impacts from slash-and-burn practices have been reported for
224 amphibians and other organisms (Spencer & Hauer, 1991; Minshall *et al.*, 1997), but this
225 method is still used in certain agricultural activities. Such controlled burning is avoided by
226 coffee farmers, but cattle ranchers sometimes use this technique to clear forest or brush area
227 and thus facilitate establishing pasture. However, afterwards, controlled burning is not used.
228 Currently in sugar cane fields, the practice of burning straw to facilitate harvesting is widely
229 used throughout the year (Santaella & Paes, 1995). Individual amphibian deaths from such

230 fires appear to be rare events (Russell *et al.*, 1999, Smith, 2000), because it is easy for them to
231 find refuge (Friend, 1993). However modification or destruction of habitats used for foraging,
232 shelter and reproduction is very common. In semi-deciduous seasonal forests, fire has a
233 deleterious effect on litter anuran richness and abundance. After the fire, the leaves, which
234 again cover the ground, are compressed litter that does not retain moisture, making amphibian
235 recolonization difficult (Giaretta *et al.*, 1999). Another fire hazard is the possibility of it
236 reaching vegetation close to the sugar cane fields and predators' natural elimination of some
237 pests, requiring greater herbicide and pesticide use to control weeds that grow rapidly after
238 burning (Rossetto & Santiago, 2012).

239 Regarding the total amount of active ingredients, coffee cultivation uses less pesticides
240 than sugar cane, yet it is one of the main consumers of these products in Brazil (Spadotto &
241 Gomes, 2012). Pastures, in turn, employ no pesticides. The herbicide, Tebuthiuron[®], used
242 exclusively in sugar cane farming, can cause weight loss (Boily *et al.*, 2005), relating directly
243 to amphibian health or adaptability (Altwegg & Reyer, 2003). Another widely used herbicide
244 in sugar cane is Diuron[®], which causes deformities in embryos and tadpoles, affecting
245 amphibian growth and survival (Schuytema & Nebeker, 1999a). The amount and type of
246 pesticides used around fragments may explain the terrestrial amphibians low abundance
247 associated with sugar cane and also intermediate abundance values in fragments cultivating
248 coffee, compared to fragments surrounded by pastures.

249 Our data did not support the expectation that fragments surrounded by coffee will have
250 higher amphibian diversity (Perfecto *et al.*, 1996; Moguel & Toledo, 1999). But we also did
251 not find any comparative study on simultaneous effects of the three matrix types (sugar cane,
252 coffee and pasture) on terrestrial amphibians in semi-deciduous forest fragments. The
253 expected negative effects on pasture (Silva *et al.*, 2011b), also contradicted by our results,
254 may be due simply the considerable number of amphibian and pasture studies (Neckel-

255 Oliveira, 2004; Vasconcelos & Rossa-Feres 2005; Neckel-Oliveira & Gascon, 2006; Urbina-
256 Cardona *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2007; Silva & Rossa-Feres, 2007; Bernarde & Macedo,
257 2008; Garey & Silva, 2010; Cubides & Urbina-Cardona, 2011, Silva *et al.*, 2011b; Silva *et al.*,
258 2012) than in other matrix types (Becker *et al.*, 2007; Zina *et al.*, 2007, Silva *et al.*, 2009,
259 Nelson *et al.*, 2010). Studies on coffee and sugar cane are particularly scarce (Pineda &
260 Halffter, 2004; Pineda *et al.*, 2005; Santos-Barrera & Urbina-Cardona, 2011). The sugar cane
261 matrix, when studied, was never exclusively or quantitatively analyzed, always embedded in a
262 matrix being predominantly covered in pasture (Bernarde & Kokubum, 1999; Prado *et al.*,
263 2009; Silva & Rossa-Feres, 2011, Silva *et al.*, 2011a, 2011b; Silva *et al.*, 2012). Still, some
264 studies have shown that temporary ponds or lagoons in pasture areas (often used as a cattle
265 water source) are an important resource as breeding sites for several amphibians species and
266 may be an important management strategy for conservation purposes. However, the recent
267 sugar cane boom has reduced this possibility (Silva *et al.*, 2011a, Silva *et al.*, 2012). At least
268 for studies in Brazil, the largest number of pasture studies may only be a reflection of this
269 matrix being predominant in relation to agricultural crops: 9% of the country is occupied by
270 plantations, while pasture cover over 20% of the territory (IBGE, 2006).

271 Another aspect that should be considered when comparing fragments surrounded by
272 different predominant matrices is the species composition, which enables distinguishing
273 matrix effects on different species groups, such as, for instance, generalist, exotic and
274 specialist. Many of the species observed in the sampled fragments are generalists and
275 theoretically less dependent on forest environments. It can be argued that the occurrence of
276 many of these species is favored by deforestation and the formation of open areas resulting
277 from land use activities (Haddad & Abe, 1999). This is undoubtedly the case for *Rhinella*
278 *schneideri* and *Physalaemus cuvieri* (Ribeiro *et al.*, 2005; Dixo & Verdade, 2006; Santos *et*
279 *al.*, 2007; Zina *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2009; Prado *et al.*, 2009; Brassaloti *et al.*, 2010;

280 Moura *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2012). Other species are not so exclusively characteristic of
281 open areas, but have generalist habits, being found both in disturbed habitats, as well as in
282 forests, as *Odontophrynus cultripes* (Araújo *et al.*, 2009; Bertoluci *et al.*, 2009; Moura *et al.*,
283 2012) and *Leptodactylus mystacinus* (Prado *et al.*, 2009; Zina *et al.*, 2007; Brassaloti *et al.*,
284 2010, Santos *et al.*, 2012).

285 Is important to note, however, two aspects of the considered generalist species: 1)
286 areas with marked climatic seasonality (as many semi-deciduous forests) may present natural
287 predominance of these species, not only for the forest land conversion into cultivated areas
288 (Santos *et al.*, 2007), 2) even for such species, forest fragments are fundamental as refuge
289 areas during the dry season, shelter during the reproductive period or as a source of food
290 resources (Silva & Rossa-Feres, 2007). So even being generalists, these species may also be
291 affected by certain matrix types. Of all the species considered generalists in our study, two (*O.*
292 *cultripes* and *L. mystacinus*) were recorded in low numbers, which does not allow
293 generalizations, but two (*R. schneideri* and *P. cuvieri*) confirmed the trend of absence or low
294 abundance in fragments with a predominance of sugar cane.

295 An exotic species, *Lithobates catesbeianus*, a bullfrog, is present in the study area,
296 only in fragment 8, being predominantly pasture. It is the third most abundant species in this
297 study, with 43 specimens found. This frog has been introduced in several locations in Brazil
298 and the world, from frog farms for meat production. This species has had negative
299 consequences for native assemblages (Dixo & Verdade, 2006; Both *et al.*, 2011). During our
300 study, this species was freed by the owner at a lake adjacent to the fragment, in order to serve
301 as a food source. It was possible to observe the individual recruitment and population growth
302 at the site. Compared to other records of the species in Brazil (Both *et al.*, 2011), its presence
303 in the Alfenas region is new to the county.

304 Species composition analyses and their ecological requirements are also important for
305 positive biomarker identification. In this case, it would be a more demanding species,
306 associated with forest environments and theoretically more sensitive to the fragmentation
307 effects and less permeable matrices, such as *Haddadus binotatus* (Ribeiro *et al.*, 2005; Dixo
308 & Verdade, 2006; Brassaloti *et al.*, 2010; Moura *et al.*, 2012), *Proceratophrys boiei* (Dixo &
309 Verdade, 2006; Zina *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2009; Moura *et al.*, 2012) and *Rhinella ornata*
310 (Dixo & Verdade, 2006; Prado *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2009; Brassaloti *et al.*, 2010; Santos
311 *et al.*, 2012).

312 The total abundance of *H. binotatus* is underestimated because individuals can escape
313 pitfalltraps by jumping or climbing out of the bucket (Dixo & Verdade, 2006; Dixo &
314 Martins, 2008; Silva VX personal observation). However, considering that this ability to
315 escape is species intrinsic and it is not affected by the matrix surrounding the fragments, their
316 relative abundance in the three types of fragment can be compared. The number of species
317 recorded in fragments with pasture is almost double the abundance in fragments with sugar
318 cane and coffee. *Proceratophrys boiei* is the second most abundant species and absent only in
319 sugar cane fragments. One hypothesis is that this species has suffered a decline to the point of
320 local extinction in these fragments.

321 *Rhinella ornata* is the first in abundance (as in Dixo & Verdade, 2006) and, although
322 present in fragments surrounded by sugar cane, the number of individuals in fragments with
323 this matrix type was lower. However, the expectation of finding biometric differences
324 between samples, particularly with smaller individuals in fragments surrounded by sugar
325 cane, was not supported. Maybe this kind of difference, because it is more subtle, requires
326 more refined data and analysis; for instance, geometric morphometric, which considers not
327 only the size but also the shape of the body (Lawing & Polly, 2010).

328 Another hypothesis is that *R. ornata* is not a forest bioindicator or forest species as
329 previously thought. Some studies confirm this species as a forest species and associated with
330 the Atlantic Rainforest biome *lato sensu*. However it has great ecological plasticity and high
331 dispersal capacity, also occupying disturbed habitats and urban areas (Bertoluci *et al.*, 2009;
332 Ribeiro-Junior & Bertoluci, 2009). Species that are capable of using the matrix, or at least,
333 those species that tolerate matrix effects, normally maintain their stable populations or may
334 even grow (Gascon *et al.*, 1999). Although *R. ornata* can provide large displacement capacity
335 and dominate numerically varied environments, we do not believe that this species is immune
336 to any kind of matrix. This species has been losing habitats in the state of São Paulo due to
337 sugar cane expansion (Prado *et al.*, 2009), and some isolated populations have no gene flow
338 between them (Dixo *et al.*, 2009). The low abundance observed in fragments surrounded by
339 sugar cane in the present study confirms the possibility that this species and other terrestrial
340 amphibians are negatively affected by the advance of sugar cane.

341

342 Acknowledgements

343 We wish to thank Unifal-MG for transportation, Felipe Bassega, Natália Sampaio,
344 Anna Monti, Izabela Ferreira, Luís Zingra, Gabriel Fonoff, Ana Pugina, Luis Oliveira,
345 Anderson Nunes, Paula Nunes and Carla Pádua for field assistants for trap placement and help
346 in collection; Fabio Freire Diniz for making the map; Mariana Raniero for yielding some data;
347 Marcos Vital for help with the analysis of rarefaction curves; CNPq (Process N.
348 472250/2010-8) for financial support and FAPEMIG/VALE SA (Process N. RDP-00104-10)
349 for financial support and the master scholarship; Alex Bager, Flavio N. Ramos, and Luciana
350 B. Nascimento for revision of the manuscript and James Hesson of
351 AcademicEnglishSolutions.com for English revision.

352

353 References

354

355 Altwegg, R. & Reyer, H.U. (2003). Patterns of natural selection on size at metamorphosis in
356 water frogs. *Evol.* **57**, 872-882.

357

358 Cortez, C.C., Suárez-Mayorga, A.M., López-López, F.J. (2006). Preparación y preservación
359 de material científico. In *Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región*
360 *tropical andina: 173-221*. Angulo, A., Rueda-Almonacid, J.V., Rodríguez-Mahecha, J.V. &
361 La Marca, E. (Eds.). Bogotá D.C: Panamericana Formas e Impresos S.A.

362

363 Antongiovanni, M. & Metzger, J.P. (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of
364 insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* **122**, 441-451.

365

366 Araújo, C.O., Condez, T.H. & Sawaya, R.J. (2009). Anfibios anuros do Parque Estadual das
367 Furnas do Bom Jesus, sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil.
368 *Biota Neotrop.* **2**, 77-98.

369

370 Becker, C.G., Joner, F. & Fonseca, C.R. (2007). Ecologically-sustainable tree monocultures
371 contribute to conservation of an Araucaria Forest endemic frog. *J. Nat. Hist.* **41**, 1739-1752.

372

373 Bernarde, P.S. & Kokubum, M.N.C. (1999). Anurofauna do Município de Guararapes, Estado
374 de São Paulo, Brasil (Amphibia, Anura). *Acta Biol. Leopoldensia*, **21**, 89-97.

375

376 Bernarde, P.S. & Macedo, L.C. (2008). Impacto do desmatamento e formação de pastagens
377 sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. *Iheringia, Sér. Zool.* **98**, 454-459.

378

379 Berry O., Tocher, M.D., Gleeson, D.M. & Sarre. S.D. (2005). Effect of vegetation matrix on
380 animal dispersal: genetic evidence from a study of endangered skinks. *Conserv. Biol.* **19**, 855-
381 64.

382

383 Bertoluci, J., Canelas, M.A.S., Eisemberg, C.C., Palmuti, C.F.S. & Montingelli, G.G. (2009).
384 Herpetofauna da Estação Ambiental de Peti, um fragmento de Mata Atlântica do estado de
385 Minas Gerais, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* **9**, 147-155.

386

387 Boily, M.H., Berube, V.E., Spear, P.A., DeBlois, C. & Dassylva, N. (2005). Hepatic retinoids
388 of bullfrogs in relation to agricultural pesticides. *Environ. Toxicol. Chem.* **24**, 1099-1106.

389

390 Both, C., Lingnau, R., Santos-Jr, A., Madalozzo, B., Lima, L.P. & Grant. T. (2011).
391 Widespread occurrence of the American Bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802)
392 (Anura: Ranidae), in Brazil. *S. Am. J. Herpetol.* **6**, 127-134.

393

394 Brady, M.J., Mcalpine, C.A., Miller, C.J., Possingham, H.P., Baxter, G.S. (2011). Matrix is
395 important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. *Landsc.*
396 *Ecol.* **26**, 617–628.

397

398 Brassaloti, R.A., Rossa-Feres, D.C. & Bertoluci, J. (2010). Anurofauna da Floresta Estacional
399 Semidecidual da Estação Ecológica dos Caetetus, Sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* **10**, 275-
400 291.

401

- 402 Calleffo, M.E.V. (2002). Anfíbios. In *Técnicas de coleta e preparação de vertebrados: 43-74*.
403 Auricchio, P. & Salomao, M.G. (Eds.). São Paulo: Aruja.
404
- 405 Capobianco, J.P.R. (2001). Situação atual e perspectivas para a conservação da Mata
406 Atlântica. In *Aspectos jurídicos da proteção da Mata Atlântica: 9-15*. Lima, A. (Org.). São
407 Paulo: Instituto Socioambiental.
408
- 409 Castro, E.B.V. & Fernandez F.A.S. (2004). Determinants of differential extinction
410 vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biol. Conserv.* **119**,
411 73-80.
412
- 413 Colwell, R.K. (2009). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species
414 from samples. Version 8.2. Available at <http://purl.oclc.org/estimates> (accessed 17 April
415 2012).
416
- 417 Cubides, P.J.I. & Urbina-Cardona, J.N. (2011). Anthropogenic disturbance and edge effects
418 on anuran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. *Nat. Conserv.* **9**, 39-
419 46.
420
- 421 Denoel, M., Dzukic, G. & Kalezic, M.L. (2005). Effects of widespread fish introductions on
422 paedomorphic newts in Europe. *Conservat. Biol.* **19**, 162-170.
423
- 424 Dixo, M. & Verdade, V.K. (2006). Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de
425 Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotrop.* **6**, 1-20.
426

- 427 Dixo, M. & Martins, M. (2008). Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due
428 Forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? *J. Trop. Ecol.* **24**,551-554.
429
- 430 Dixo, M., Metzger, J.P., Morgante, J.S. & Zamudio, K.R. (2009). Habitat fragmentation
431 reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic
432 Coastal Forest. *Biol. Conserv.* **142**, 1560-1569.
433
- 434 Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A. & Antonini, Y. (2005).
435 *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Belo Horizonte: Fundação
436 Biodiversitas.
437
- 438 Duellman, W.E. & Trueb L. (1994). *Biology of Amphibians*. Baltimore: The Johns Hopkins
439 University Press.
440
- 441 Franco, F.L., Salomao, M.G. & Auricchio P. (2002). Répteis. In *Técnicas de coleta e*
442 *preparação de vertebrados: 75-115*. Auricchio, P. & Salomao, M.G. (Eds.). São Paulo: Aruja.
443
- 444 Friend, G.R. (1993). Impacts of fire on small vertebrates in mallee woodlands and heathlands
445 of temperate Australia: a review. *Biol. Conserv.* **65**, 99-114.
446
- 447 Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008-2010. Atlas
448 dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Available at
449 <http://www.inpe.br/noticias/arquivos/pdf/atlasrelatoriofinal.pdf> (accessed on 21 July 2012).
450

- 451 Garey, M.V. & Silva, V.X. (2010). Spatial and temporal distribution of anurans in an
452 agricultural landscape in the Atlantic Semideciduous Forest of South American. *J. Herpetol.*
453 **5**, 64-72.
- 454
- 455 Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos,
456 H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., & Borges, S. (1999). Matrix habitat and
457 species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.* **91**, 223-229.
- 458
- 459 Giaretta, A.A., Facure, K.G., Sawaya, R.J., Meyer, J.H.M. & Chemin, N. (1999). Diversity
460 and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: seasonal and
461 altitudinal changes. *Biotrop.* **31**, 669-674.
- 462
- 463 Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the
464 measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* **4**, 379-391.
- 465
- 466 Haddad, C.F.B. & Abe, A.S. (1999). Anfíbios e Répteis, in: Workshop Mata Atlântica e
467 Campos Sulinos. Available at
468 http://www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/BR/rfinais/rt_anfibios (accessed on 8
469 August 2012).
- 470
- 471 Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island
472 biogeography theory to landscape ecology. *Ecol. Apps.* **12**, 321-334.
- 473

- 474 Hayes, T. B., Collins, A., Lee, M., Mendoza, M., Noriega, N., Stuart, A.A. & Vonk, A.
475 (2002). Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low
476 ecologically relevant doses. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **99**, 5476-5480.
477
- 478 IBGE. Censo agropecuário de 2006. Available at
479 [http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1064&id](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1064&id_pagina=1)
480 [_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1064&id_pagina=1) (accessed on 20 May 2012).
481
- 482 IBGE. (2010). Banco de Dados Agregados. Sistema IBGE de Recuperação Automática –
483 SIDRA. Available at <http://www.ibge.gov.br/topwindow.htm?1> (accessed on 10 July 2012).
484
- 485 Lawing, A.M. & Polly, P.D. (2010). Geometric morphometrics: recent applications to the
486 study of evolution and development. *J. Zool.* **280**, 1-7.
487
- 488 Lomolino, M. & Perault, D. (2007). Island biogeography and landscape ecology of mammals
489 inhabiting fragmented, temperate rain forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **10**, 113-132.
490
- 491 Magurran, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.
492
- 493 Malcolm, J.R. (1991). *The small mammals of Amazonian forest fragments: Pattern and*
494 *process*. Ph.D-thesis, University of Florida.
495
- 496 Martins, F.T., Santos, M.H., Polo, M. & Barbosa, L.C.A. (2006). Variação química do óleo
497 essencial de *Hyptis suaveolens* (L.) Poit., sob condições de cultivo. *Quím. N.* **29**, 1203-1209.
498

- 499 Melo, A.S., Pereira, R.A.S., Santos, A.J., Shepherd, G.J., Machado, G., Medeiros, H.F. &
500 Sawaya, R.J. (2003). Comparing species richness among assemblages using sample units:
501 Why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes? *Oikos* **101**, 398-
502 410.
- 503
- 504 McGarigal, K. & Marks, B. (1994). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for
505 Quantifying Landscape Structure. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest
506 Service, Pacific Northwest Research Station.
- 507
- 508 Minshall, G.W., Robinson, C.T. & Lawrence, D.E. (1997). Postfire responses of lotic
509 ecosystems in Yellowstone National Park, USA. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* **54**, 2509-2525.
- 510
- 511 Mohd-Azlan, J. & Lawes, M.J. (2011). The effect of the surrounding landscape matrix on
512 mangrove bird community assembly in north Australia. *Biol. Conserv.* **144**, 2134–2141.
- 513
- 514 Moen, D. S. & Wiens, J.J. (2008). Phylogenetic evidence for competitively driven
515 divergence: body size evolution in Caribbean treefrogs (Hylidae, *Osteopilus*). *Evol.* **63**, 195-
516 214.
- 517
- 518 Moguel, P. & Toledo, V.M. (1999). Biodiversity conservation in traditional coffee systems of
519 Mexico. *Conserv. Biol.* **13**, 11-21.
- 520
- 521 Moura, M.R., Motta, A.P., Fernandes, V.D. & Feio, R.N. (2012). Herpetofauna from Serra do
522 Brigadeiro, an Atlantic Forest remain in the state of Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Biota*
523 *Neotrop.* **12**, 209-235.

524

525 Neckel-Oliveira, S. (2004). Effects of landscape change on clutches of *Phyllomedusa tarsius*,
526 a neotropical treefrog. *Biol. Conserv.* **118**, 109-116.

527

528 Neckel-Oliveira, S. & Gascon C. (2006). Abundance, body size and movement patterns of a
529 tropical treefrog in continuous and fragmented forests in the Brazilian Amazon. *Biol.*
530 *Conserv.* **128**, 308-315.

531

532 Nelson, M., Silverstone, S., Reiss, K.C., Burrowes, P., Joglar, R., Robertson, M. & Vakil T.
533 (2010). The impact of hardwood line-planting on tree and amphibian diversity in a secondary
534 Subtropical Wet Forest of Southeast Puerto Rico. *J. Sustain. Forest.* **29**, 503-516.

535

536 Perfecto, I., Rice, R.A., Greenberg, R. & Vander Voort, M.E. (1996). Shade coffee: a
537 disappearing refuge for biodiversity. *Bioscience* **46**, 598-608.

538

539 Pineda, E. & Halffter G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a
540 tropical montane landscape in Mexico. *Biol. Conserv.* **117**, 499-508.

541

542 Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F. & Halffter, G. (2005). Frog, bat, and dung beetle diversity
543 in the cloud Forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conserv. Biol.* **19**, 400-
544 410.

545

546 Prado, V.H.M., Silva, F.R., Dias, N.Y.N., Pires, J.S.R. & Rossa-Feres, D.C. (2009). Anura,
547 Estação Ecológica de Jataí, São Paulo state, southeastern Brazil. *C/L* **5**, 495-502.

548

- 549 Preest, M.R. & Pough, F.H. (2003). Effects of body temperature and hydration state on
550 organismal performance of toads, *Bufo americanus*. *Physiol. Biochem. Zool.* **76**, 229-239.
551
- 552 Ribeiro, R.S., Egito, G.T.B.T. & Haddad, C.F.B. (2005). Chave de identificação: anfíbios
553 anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo. *Biota Neotrop.* **5**, 1-15.
554
- 555 Ribeiro-Junior, J.W. & Bertoluci, J. (2009). Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da
556 Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* **9**, ISSN 1676-0603.
557
- 558 Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am.*
559 *Nat.* **158**, 87-99.
560
- 561 Rossetto, R., Santiago, A.D., 2012. Manejo do canavial. Impactos do canavial. Available at
562 www.embrapa.br (accessed 15 May 2012).
563
- 564 Russell, K.R., Van Lear, D.H. & Guynn, D.C. (1999). Prescribed fire effects on herpetofauna:
565 review and management implications. *Wildlife Soc. Bull.* **27**, 374–384.
566
- 567 Santaella, M. & Paes, L.A.D. (1995). Utilização do fogo em cultura de cana-de-açúcar.
568 Available at http://www.ipef.br/publicacoes/forum_incendios/cap02.pdf (accessed on 13 April
569 2012).
570
- 571 Santos, T.G., Rossa-Feres, D.C. & Casatti, L. (2007). Diversidade e distribuição espaço-
572 temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia,*
573 *Sér. Zool.* **97**, 37-49.

574

575 Santos, T.G., Vasconcelos, T.S., Rossa-Feres, D.C.& Haddad, C.F.B. (2009). Anurans of a
576 seasonally dry tropical Forest: Morro do Diabo State Park, São Paulo state, Brazil. *J. Nat.*
577 *Hist.* **43**, 973-993.

578

579 Santos-Barrera, G. & Urbina-Cardona, J.N. (2011). The role of the matrix-edge dynamics of
580 amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Rev. Mex. Biodiversid.*
581 **82**, 679-687

582

583 Santos, T.G., Vasconcelos, T.S. & Haddad, C.F.B. (2012). The role of environmental
584 heterogeneity in maintenance of anuran amphibian diversity of the Brazilian Mesophytic
585 Semideciduous Forest. In *Tropical Forests: 119-138*. Sudarshana, P., Nageswara-Rao, M. &
586 Soneji, J.R. (Eds.). InTech. Available at [http://www.intechopen.com/books/tropical-](http://www.intechopen.com/books/tropical-forests/the-role-of-environmental-heterogeneity-in-maintenance-of-anuran-amphibian-diversity-of-the-brazilia)
587 [forests/the-role-of-environmental-heterogeneity-in-maintenance-of-anuran-amphibian-](http://www.intechopen.com/books/tropical-forests/the-role-of-environmental-heterogeneity-in-maintenance-of-anuran-amphibian-diversity-of-the-brazilia)
588 [diversity-of-the-brazilia](http://www.intechopen.com/books/tropical-forests/the-role-of-environmental-heterogeneity-in-maintenance-of-anuran-amphibian-diversity-of-the-brazilia) (accessed on 21 july 2012).

589

590 Schuytema, G.S.& Nebeker, A.V. (1999a). Comparative effects of ammonium and nitrate
591 compounds on Pacific treefrog and African clawed frog embryos. *Arch. Environ. Contam.*
592 *Toxicol.* **36**, 200-206.

593

594 Semlitsch, R.D. & Ryan, T.J. (1998). Migration, amphibian. In *The Encyclopedia of*
595 *Reproduction: 221-227*. Knobil, E. & Neill J.D. (Eds.). NewYork: Academic Press.

596

597 Silva, F.R. & Rossa-Feres, D.C. (2007). The use of forest fragments by open-area anurans
598 (Amphibia) in northwestern São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop.* **7**, 141-148.

599

600 Silva, F.R., Santos, R.S., Nunes, M.A. & Rossa-Feres, D.C. (2009). Anuran captured in pitfall
601 traps in three agro system in Northwestern São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop.* **9**, 253-255.

602

603 Silva, F.R. & Rossa-Feres, D.C. (2011). Influence of terrestrial habitat isolation on the
604 diversity and temporal distribution of anurans in an agricultural landscape. *J. Trop. Ecol.* **27**,
605 327-331.

606

607 Silva, F.R., Gibbs, J.P. & Rossa-Feres, D.C. (2011a). Breeding habitat and landscape
608 correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands* **31**,
609 1079-1087.

610

611 Silva, R.A., Martins, I.A. & Rossa-Feres D.C. (2011b). Environmental heterogeneity: anuran
612 diversity in homogeneous environments. *Zool.* **28**, 610-618.

613

614 Silva, F.R.; Oliveira, T.A.L., Gibbs J.P. & Rossa-Feres, D.C. (2012). An experimental
615 assessment of landscape configuration effects on frog and toad abundance and diversity in
616 tropical agro-savannah landscapes of southeastern Brazil. *Landsc. Ecol.* **27**, 87-96.

617

618 Sisk, T.D., Haddad, N.M. & Erhlich, P.R. (1997). Bird assemblages in patchy woodlands:
619 modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecol. Apps.* **7**, 1170-1180.

620

621 Smith, J.K. (2000). *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Fauna*. U.S.D.A. Forest
622 Service General, Technical Report RMRS-42-1.

623

- 624 Spadotto, C.A. & Gomes, M.A.F. (2012). Agrotóxicos no Brasil. Impactos do canavial.
625 Available at www.embrapa.br (accessed on 15 May 2012).
626
- 627 Spencer, C.N. & Hauer, F.R. (1991). Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a
628 wildfire. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **10**, 24-30.
629
- 630 Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L, Fischman, D.L. &
631 Waller, R.W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide.
632 *Science* **306**, 1783-1786.
633
- 634 Tuomisto, H. (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does
635 exist. *Oecol.* **164**, 853-860.
636
- 637 Urbina-Cardona, J.N., Olivares-Pérez, M. & Reynoso, V.H. (2006). Herpetofauna diversity
638 and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest
639 fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserva of Veracruz, Mexico. *Biol. Conserv.* **132**, 61-
640 75.
641
- 642 Vasconcelos, T.S. & Rossa-Feres, D.C. (2005). Diversidade, distribuição espacial e temporal
643 de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil.
644 *Biota Neotrop.* **5**, 1-14.
645
- 646 Vitt, L.J., Caldwell, J.P., Wilbur, H.M. & Smith D.C. (1990). Amphibians as harbingers of
647 decay. *Bioscience* **40**, 4-18.
648

649 Vitt, L.J. & Caldwell, J.P. (2009). Spacing, movements, and orientation. In: *Herpetology: an*
650 *introductory biology of amphibians and reptiles: 217-238*. Vitt, L.J. & Caldwell, J.P.
651 (authors). San Diego: Academic Press.

652

653 Walther, B.A. & Moore, J.L. (2005). The concepts of bias, precision and accuracy, and their
654 use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of
655 estimator performance. *Ecography* **28**, 815-819.

656

657 Watling, J.I. & Donnelly, M.A. (2007). Multivariate correlates of extinction proneness in a
658 naturally fragmented landscape. *Diversity Distrib.* **13**, 372-378.

659

660 Watling, J.I., Nowakowski, A.J., Donnelly, M.A. & Orrock, J.L. (2010). Meta-analysis reveals
661 the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Glob. Ecol.*
662 *Biogeogr.* DOI: 10.1111/j.1466-8238.2010.00586.x

663

664 Zina, J., Ennsler, J., Pinheiro, S.C.P., Haddad, C.F.B. & Toledo, L.F. (2007). Taxocenose de
665 anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com
666 outras taxocenoses do Estado, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* **7**, 49-58.

667

668 Zuffi, M.A.L., Fornasiero, S., Picchiotti, R., Poli, P. & Mele M. (2009). Adaptive significance
669 of food income in European snakes: body size is related to prey energetics. *Biol. J. Linn. Soc.*
670 **100**, 307-317.

671

672

673

674 **Figure 1** Study area location in the surroundings of the cities of Alfenas, Areado and
675 Serrania, in the state of Minas Gerais, Brazil, and the nine forest fragments sampled.

676

677 **Figure 2** Sample-based rarefaction curves of terrestrial amphibians in fragments of Semi-
678 deciduous Seasonal Forest with three predominant matrix types (sugar cane, coffee and
679 pasture), estimated from 500 randomizations in the order of the samples.

680

681 **Figure 3** Individual-based rarefaction curves of terrestrial amphibians in fragments of Semi-
682 deciduous Seasonal Forest with three predominant matrix types (sugar cane, coffee and
683 pasture), estimated from 500 randomizations in the order of the samples.

684

685

686

687

688

689

690

691

692

693

694

695

696

697

698