

RELATÓRIO DO PRODUTO Nº 2 DO CONTRATO
2015/ 000139 —BRA/ 11/ 001: CENÁRIOS FUTUROS DA
MUDANÇA NO CLIMA E SEUS IMPACTOS SOBRE A
BIODIVERSIDADE BRASILEIRA

Priscila Lemes de Azevedo Silva

Sumário

Introdução.....	3
Metodologia de pesquisa.....	5
Efeitos relacionados ao tamanho e ao isolamento dos fragmentos.....	7
Aves.....	9
Mamíferos.....	10
Anfíbios.....	12
Peixes.....	13
Invertebrados.....	13
Plantas.....	15
Interações biológicas.....	16
Efeito de borda.....	17
Limiar de extinção.....	19

Introdução

A perda e fragmentação de habitats são, de longe, as principais e imediatas ameaças à biodiversidade (Laurence 2007; Brook et al. 2008). Tais conversões de habitats naturais têm efeitos negativos sobre a persistência de espécies (Tilman et al. 1994) e, portanto, sobre a biodiversidade (Fahrig 2003). A fragmentação envolve tanto a perda de habitat quanto a fragmentação per se (Fahrig 2003). A perda de habitat é uma redução na proporção da paisagem composta por habitat adequado para uma espécie em particular, comumente medido pela redução de quantidade de habitat (Jackson & Fahrig 2013). Ainda, a perda de habitat diz respeito à mudança no arranjo ou na configuração espacial de habitats remanescentes com um aumento de densidade de borda ou redução da área central do habitat (Fahrig 2003). A perda de habitat geralmente leva à fragmentação (per se) que é a divisão do habitat em pedaços e mais isolados

Além disso, dentre os efeitos da fragmentação na biodiversidade é esperado uma redução da conectividade entre subpopulações remanescentes assim como menor probabilidade de colonização de habitats, agora, vazios (Fahrig 2003). O resultado da fragmentação são populações menores, mais isoladas e menos viáveis tornando-as suscetíveis aos efeitos negativos da estocasticidade ambiental e demográfica (Leimu et al., 2006), diminuindo, deste modo, o efeito resgate (MacArthur & Wilson, 1963; 1967). Mesmo em casos onde a riqueza de espécies não é afetada pela fragmentação, a composição das espécies pode mudar (Santos et al. 2008; Leal et al. 2012), devido à extinção não aleatória e as taxas de colonização das espécies (Schoereder et al. 2004).

Vários estudos de fragmentação de habitats têm assumido que remanescentes terrestres devem seguir a dinâmica de ilhas baseado na Teoria de

principais efeitos sob os grupos biológicos da fauna e flora nos diferentes biomas brasileiros.

Metodologia de pesquisa

Este estudo foi baseado em 167 estudos publicados entre 1997 e 2015 (com mais de 55% dos estudos publicados nos últimos cinco anos). Com este propósito, uma busca sistemática na literatura científica foi realizada utilizando Web of Science (WoS) do Thompson Institute for Scientific Information – ISI, Scopus do grupo Elsevier e Scientific Electronic Library Online (SciELO). WoS é a principal base de pesquisa, pois fornece dados sobre publicações na maior extensão temporal disponível, enquanto o Scopus indexa periódicos de outros idiomas que não o inglês. A base SciELO é menos abrangente, porém, indexa números que não estão contidos nas outras bases de dados. A busca dos estudos publicados foi realizada

invertebrados e aves (n=65 estudos; Figura 1A). Há registro de apenas um estudo para peixes de água doce no Pantanal e um estudo para ambiente marinho. Também, mais de 65% dos estudos foram desenvolvidos para Mata Atlântica, seguido pela Amazônia (n= 34 estudos). O Cerrado teve 10% do total dos estudos analisados, enquanto que os demais biomas, ainda que representados, tiveram poucos estudos (Figura 1B). Os estudos tiveram como principal temática a resposta da biodiversidade considerando os efeitos do tamanho e do isolamento entre fragmentos (56%) na composição, riqueza e abundância das espécies. O efeito de borda também foi bastante estudado, principalmente, para a Mata Atlântica (22%).

A)



■ Plantas

B)



■ Mata Atlântica

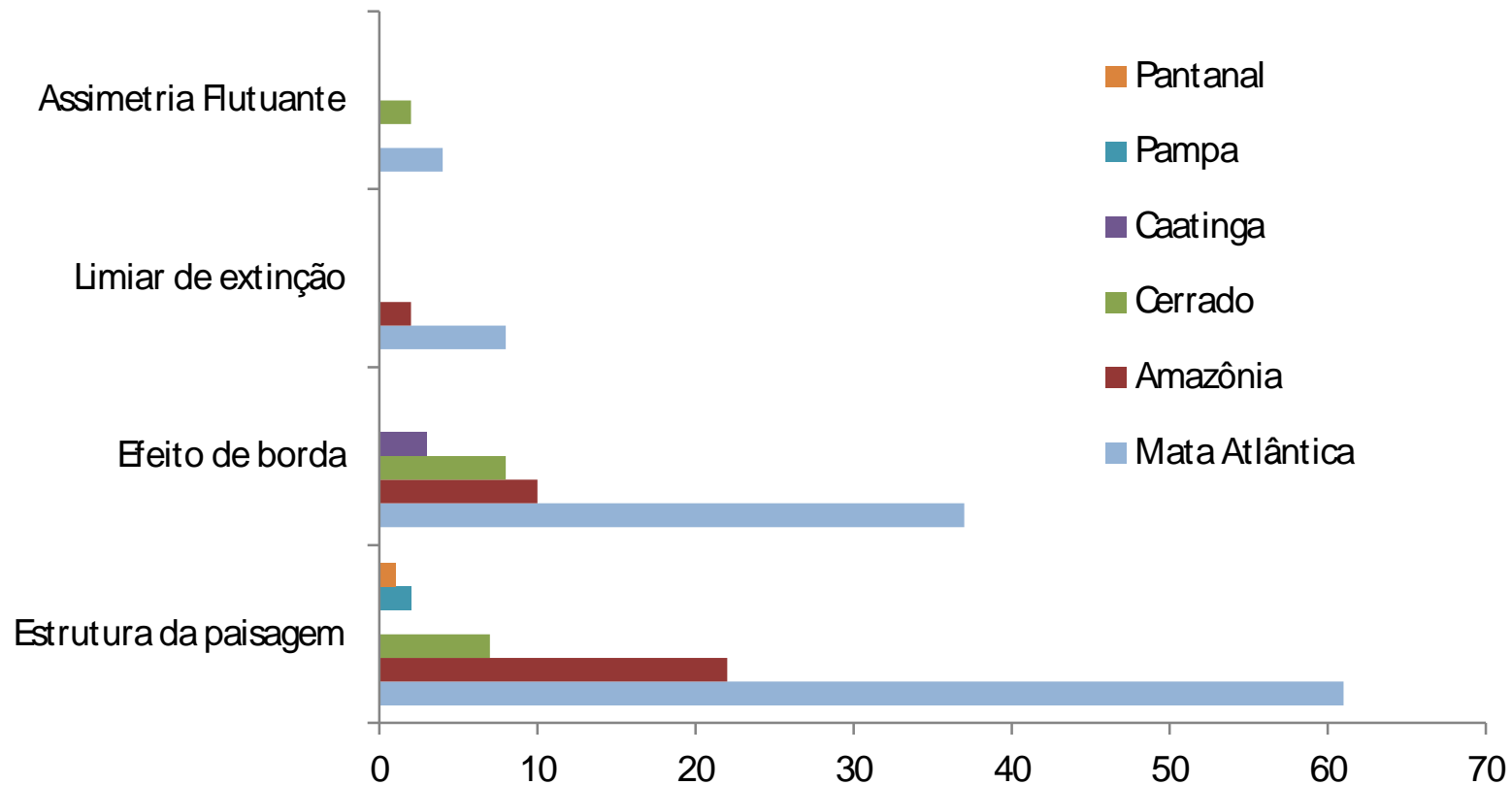


Figura 2. Temática dos estudos nos biomas brasileiros.

Efeitos relacionados ao tamanho e ao isolamento dos fragmentos

Tamanho de habitat é o melhor preditor de riqueza de espécies para muitos grupos de organismos (Shafer 1990), com a riqueza de espécies aumentando de

Tabela 1: Principais efeitos da perda e aumento fragmentação de habitat e diminuição da conectividade entre fragmentos nos principais grupos estudados ao longo dos biomas brasileiros.

Grupo	Bioma	Principais resultados
Aves	Amazônia	Aumento das interações competitivas.
	Mata Atlântica	Diminuição de riqueza, diversidade e abundância de populações com a redução dos fragmentos. Diminuição de espécies frugívoras, insetívoras, e da abundância de espécies de nidificação secundária. Aumento de riqueza e abundância de espécies generalistas. Aumento de parasitismo em aves.
	Pampa	Redução das populações de espécies ameaçadas.
Mamíferos	Amazônia	Não foi observado efeito da fragmentação para pequenos mamíferos.
	Mata Atlântica	Diminuição de riqueza, abundância e especialização em pequenos mamíferos, aumento de pequenos mamíferos generalistas. Mamíferos médios e grandes pouco afetados pela fragmentação, mas afetados pelo tipo de matriz no entorno.

		das populações de Annonaceae. Fragmentos maiores apresentaram maior número de indivíduos (de arbustos e arvoretas), de espécies (de árvores, arbustos e arvoretas), e maior diversidade (de árvores) do que os fragmentos menores.
	Mata Atlântica	Redução na riqueza e diferenças na composição de espécies de samambaias. Redução da chuva de sementes, aumento de espécies pioneiras e diminuição de espécies de sementes grandes.
Interações Biológicas	Amazônia	Redução das populações de espécies de aves dispersoras de sementes. Pouco efeito em redes mutualísticas entre formigas e plantas.
	Mata Atlântica	Redução de na riqueza e abundância de predadores de sementes e de dispersores de sementes de médio e grande porte. Aumento da anemocoria em plantas.

Aves

A redução do tamanho do fragmento afetou negativamente a riqueza de espécies e a abundância de populações de aves (Uezu et al. 2005; Uezu & Metzger

exemplo dos nectarívoros são afetados apenas pela conectividade (Martensen et al. 2008). A perda de hábitat tem efeito negativo na diversidade de aves florestais, frugívoras e insetívoras, mas as aves generalistas apresentou maior densidade populacional com diminuição da cobertura vegetal (Morante-Filho et al. 2015). O tamanho de fragmento também pode influenciar a abundância de aves nidificadoras secundárias de cavidades na Mata Atlântica, como as espécies da família Dendrocolaptidae, devido à diminuição na disponibilidade de cavidades em fragmentos menores (Pereira et al. 2009). No entanto, para as espécies de aves frugívoras, *Trogon surrucura*, *Carpornis cucullatus* e *Triclaria malaquita*, tamanho do fragmento foi o principal fator determinante da abundância, enquanto que o grau de conectividade foi mais importante para *Basileuterus leucoblepharum* devido à presença de corredores ecológicos, enquanto que para *Pyriglena leucoptera*, pela distância entre as manchas (Uezu et al. 2005).

(Pardini et al. 2005, Pardini et al. 2010). O fluxo migratório, a abundância e a densidade de roedores especialistas de habitat diminuíram consideravelmente em fragmentos pequenos de Mata Atlântica (Püttker et al. 2013), mas há um aumento na riqueza e na abundância de algumas espécies de pequenos mamíferos mais generalistas em áreas de borda em fragmentos de Mata Atlântica (Pardini 2004). Já na Amazônia, os padrões de abundância, riqueza e composição de espécies de pequenos mamíferos em fragmentos foram pouco afetados considerando as métricas de fragmentação. Contudo, a qualidade da matriz no entorno dos fragmentos é de extrema importância para manter populações viáveis (Santos-Filho et al. 2012).

Galetti e colaboradores (2009) não encontraram efeito da área de remanescente florestal na abundância e nem na biomassa de mamíferos de médio

Minas Gerais (Silva et al. 2015). O mico-leão-dourado (*Leontopithecus chrysomelas*) é uma espécie de primata emblemática da Mata Atlântica e as populações remanescentes estão sob forte ameaça devido à intensa fragmentação florestal ao longo da sua distribuição (Raboy et al. 2010). Isso porque a espécie tem baixa capacidade de dispersão em matrizes antrópicas, dessa maneira, quanto menor e mais isolado o fragmento florestal, maior é o risco de extinção local da população (Raboy et al. 2010).

Anfíbios

A configuração da paisagem deve influenciar a distribuição e a abundância de sapos e rãs em paisagens agriculturáveis (Silva et al. 2012). É amplamente reconhecido que remanescentes florestais contínuos são essenciais para o desenvolvimento das espécies de anfíbios dependentes de condições

diversidade de haplótipos foi menor nos fragmentos menores (1-5,5ha), provavelmente devido a reduções no tamanho das populações (Dixo et al. 2009). Além disso, fragmentos pequenos e médios apresentaram uma proporção maior de barreiras ao fluxo gênico do que entre as populações em floresta contínua (Dixo et al. 2009), comprometendo a persistência dessas populações a longo prazo.

Peixes

Em trabalho realizado em áreas alagadas do Pantanal brasileiro, Fernandes e colaboradores (2015) investigaram como mudanças na cobertura vegetal, conectividade e profundidade dessas áreas, alteradas para a pecuária, afetam assembléias de peixes. Os autores encontraram que peixes de habitats sazonais do Pantanal são negativamente afetados por mudança na cobertura vegetal e pela diminuição na conectividade de habitat, especialmente as espécies de maior porte

apresentou um efeito negativo em comunidades de besouros escarabeídeos já que fragmentos muito pequenos ou muito isolados exibiram baixa riqueza de espécies e alta proporção de espécies de menor porte (Filgueiras et al. 2011).

A riqueza de espécies e a composição funcional de espécies de formigas de Mata Atlântica foram fortemente associadas ao tamanho do fragmento e densidade de árvores, sugerindo que formigas especialistas são particularmente sensíveis a fragmentação florestal (Leal et al. 2012). Também, houve uma relação positiva entre riqueza de espécies e conectividade de fragmentos para formigas em fragmentos da Mata Atlântica (Gonçalves et al. 2014). Contudo, para alguns grupos de invertebrados o tamanho, o isolamento e o tipo de matriz do entorno podem não afetar a composição nem a abundância de espécies, como o caso das abelhas-de-orquídeas (Euglossini), provavelmente devido a sua alta mobilidade (Ramalho

Plantas

Como esperado, a diversidade de briófitas epifíticas é menor em fragmentos menores na floresta contínua na Amazônia (Zartman 2003). Para espécies de samambaia na Mata Atlântica, fragmentos maiores apresentam um maior número de espécies, enquanto que em fragmentos menores, além de menor riqueza também têm composição de espécies diferente daquela encontrada nos fragmentos grandes (Silva et al. 2010). A estrutura da paisagem controla o fluxo de sementes e afeta a capacidade de dispersão e a estrutura e composição das espécies de plantas nos fragmentos florestais da Mata Atlântica (Jesus et al. 2012) cuja chuva de sementes em pequenos fragmentos é composta por espécies pioneiras e anemocóricas, enquanto que em fragmentos grandes, composta por sementes de dispersão zoocórica e de sucessão tardia.

Interações biológicas

O tamanho do fragmento também pode afetar importantes interações biológicas como a polinização e dispersão de sementes. Rabelo e colaboradores (2010) estudaram pequenos fragmentos de Mata Atlântica e observaram que espécies consideradas melhores dispersoras da planta *Copaifera langsdorffii* estão presente, principalmente, em fragmentos maiores. A dispersão e o estabelecimento de sementes de *Heliconia acuminata*, uma espécie de sub-bosque na Amazônia, pode estar comprometida pela fragmentação, pois esse processo altera o microclima, dificultando a germinação da semente (Uriarte et al. 2010) e o seu melhor dispersor, a ave *Turdus albicollis*, que em pequenos fragmentos foram observados em baixa densidade populacional (Uriarte et al. 2011).

Além disso, também foi vista uma redução da diversidade funcional de

Atlântica *Astrocaryum aculeatissimum* estão ameaçadas pela fragmentação florestal, pois dispersores de médio porte, essenciais para a dinâmica de dispersão e recrutamento da espécie estão em menor número em fragmentos menores (Galetti et al. 2006). Ainda, os padrões de predação podem ser afetados pela perda de hábitat, como para *Euterpe edulis* que em áreas de menor cobertura florestal foi intensamente predada por invertebrados, enquanto que a predação por vertebrados foi maior em áreas mais florestadas (Soares et al. 2015).

Também, redes mutualistas de formigas e plantas na Amazônia parecem ser afetadas pela fragmentação, pois as suas populações em fragmentos pequenos são extremamente baixa, comprometendo a persistência dessas redes em longo prazo (Bruna et al. 2005). Por outro lado, a herbivoria em folhas de plântulas de espécies lenhosas por insetos não foi correlacionada com métricas de fragmentação em

saírem do habitat e entrarem, ou serem expostos, na matriz, o que aumenta a mortalidade (Fahrig 2003). A fragmentação aumenta a exposição de espécies, que antes habitavam o interior florestal, à áreas abertas, onde ficam sujeitas as consequências do efeito de borda (Murcia 1995). As condições abióticas podem ser alteradas à medida que o hábitat é fragmentado, principalmente, em ecossistemas florestais (Lima-Ribeiro 2008). Por exemplo, pode haver um aumento da temperatura do ambiente, alta radiação e baixa umidade relativa do ar na borda da floresta quando comparados com o interior da floresta contínua (Didham & Lawton 1999). Também, as árvores que ficam nas bordas de florestas ficam mais expostas ao vento, tornando mais vulneráveis à queda (Bird Jackson & Fahrig, 2013). Também, na borda de floresta pode haver mudanças na abundância e na distribuição de espécies provocadas pelas condições abióticas nas proximidades das bordas, como por exemplo, o aumento da densidade

consequente diminuição da disponibilidade de luz a partir de 30 metros de distância da borda. Para as comunidades de formigas na Amazônia, a distância da borda afetou a comunidade de formigas principalmente devido à variação na profundidade de serapilheira, alterando a densidade de ninhos e riqueza de espécies (Bruna et al. 2005).

Nem todas as espécies, no entanto, são capazes de utilizar as áreas de bordas de floresta uma vez que a distribuição das espécies num ambiente reflete o sucesso na ocupação e colonização de determinado local. Por exemplo, a abundância e a riqueza de Euglossini, conhecidas como abelhas das orquídeas, foram negativamente influenciadas pelo efeito de borda e conectividade em fragmentos de floresta amazônica no Acre (Storck-Tonon et al. 2013). A composição de espécies na borda pode mudar favorecendo a colonização de

habitat per se e do aumento da fragmentação na paisagem (Fahrig 2003; Ficetola & Denoël 2009). Na Amazônia foi visto que áreas com cobertura florestal igual ou inferior a 40% continham marcadamente menos espécies de aves e mamíferos do que as outras paisagens menos desmatadas (Ochoa-Quintero et al. 2015). Paisagens com cobertura florestal de 10% na Mata Atlântica de São Paulo apresentaram valores de riqueza de aves e pequenos mamíferos significativamente menores do que em áreas com cobertura entre 30% e 50% (Lira et al. 2012).

Em áreas de Mata Atlântica com cobertura florestal inferior a 30%, os padrões de riqueza de plantas da família Sapotaceae sofreram uma diminuição severa, provavelmente, devido aos efeitos deletérios desencadeados pela perda de habitat e pela defaunação (Lima & Mariano-Neto 2014). A redução na cobertura florestal na Mata Atlântica também apresentou um efeito negativo nos padrões de

comprometimento do fluxo gênico entre as populações e quando atingem 11% de remanescente florestal, a espécie é extinta da paisagem.

A resposta dos anfíbios à fragmentação varia com o modo reprodutivo. Para aquelas espécies que possuem ciclo de vida bifásico, com larva aquática, a descontinuidade entre ambientes aquáticos e terrestres deve causar um declínio bastante intenso das populações (Becker et al., 2007; Fonseca et al. 2013, Lion et al. 2014). Essa descontinuidade entre os ambientes aquáticos e terrestres, por um lado, obriga os anfíbios adultos a atravessar uma matriz antrópica para reproduzir, mas os juvenis andem sem direção a procura de um fragmento florestal (i.e. Lion et al., 2014). Fragmentos que ocorram próximo a um habitat aquático, dentro de um limiar de distância crítico, têm maior probabilidade de abrigarem populações viáveis (Fonseca et al. 2013).

Assimetria flutuante

A fragmentação das florestas pode promover um aumento da assimetria flutuante, que se refere à diferença entre o lado direito e esquerdo de características morfológicas que deveriam ser bilateralmente simétricas, porém, a expressão fenotípica é afetada por estresse epigenético durante o desenvolvimento (e.g. Anciães & Marini 2000). Recentes estudos têm testados os efeitos da fragmentação relacionando com níveis de assimetria flutuante (Anciães & Marini 2000; Dantas et al. 2009; Cuevas-Reyes et al. 2013), no entanto, para muitos grupos o efeito ainda é desconhecido.

Solanum lycocarpum, ou lobeira, apresentou aumento nos níveis de assimetria flutuante à medida que aumenta o grau de urbanização (Cuevas-Reyes et al. 2013). Todavia, a assimetria flutuante pode não ser detectada para grupos

Conclusões

A redução na área e a perda de conectividade dos fragmentos teve, em geral, um efeito negativo na riqueza, abundância e diversidade dos grupos avaliados, levando a uma simplificação dos sistemas ecológicos e a extinção local de algumas espécies. A composição de espécies de alguns grupos também foi afetada, e mudanças na composição de espécies por si só já podem desencadear cascatas de extinção (Fischer & Lindemeyer 2007). Foi visto também que a fragmentação gerou uma diminuição nas interações biológicas positivas (mutualismos, dispersão de sementes, polinização) e um aumento nas interações negativas (competição, parasitismo, herbivoria). Outro impacto da fragmentação foi o aumento da riqueza e da abundância de espécies mais generalistas nas assembléias, tanto de animais quanto de plantas, pela redução de espécies de hábitos alimentares e síndromes de polinização/dispersão mais especializadas. Foram identificados limiares de

em biomas além da Mata Atlântica e Amazônia, além de estudos de longo prazo. Os estudos de fragmentação foram realizados, em sua grande maioria, em biomas florestais (Mata Atlântica e Amazônia), porém, os outros biomas brasileiros também têm experimentado a perda e a fragmentação da cobertura vegetal nativa, e isso certamente tem consequências para a biodiversidade dessas regiões. Além disso, estudos de longa duração também seriam interessantes para avaliarmos como/ se a biodiversidade se recupera após o distúrbio gerado pela fragmentação, e quanto tempo isso levaria.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA-GOMES M. & ROCHA C.F.D. Landscape connectivity may explain anuran species distribution in an Atlantic forest fragmented area. *Landscape Ecology* 29: 29-40, 2014

ANCIÃESM. & MARINI M. The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 37: 1013-1028, 2000

DANTAS G.P.M. et al. 2009 Sex ratio and morphological characteristics of Rufous Gnateaters, *Conopophaga lineata* (Aves, Passeriformes) in Atlantic forest fragments *Iheringia. Série Zoologia* 99: 115-119, 2009

DIDHAM R.K. et al. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68: 295-323, 1998a

DIDHAM, R. K. et al. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 353: 437-451, 1998b

DIXO M. et al. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation* 142: 1560-1569, 2008

ETEROVICK P.C. et al. Testing the Relationship between Human Occupancy in the Landscape and Tadpole Developmental Stress. *PloSONE* 10: e0120172, 2015

EWERS R.M. & DIDHAM R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142, 2006

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

FERNANDES I. et al. Size-dependent response of tropical wetland fish communities to changes in vegetation cover and habitat connectivity. *Landscape Ecology* 30: 1421-1434, 2015

FICETOLA G. F & DENOËL M. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species-habitat relationships. *Ecography* 32:1075-1084, 2009

FILGUEIRAS B.K.C. et al. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 144: 362-369, 2011

ISHINO, M.N. et al. Edge effect and phenology in *Erythroxylum tortuosum* (Erythroxylaceae), a typical plant of the Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Biology* 72: 587-594, 2012

HAILA Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological applications* 12: 321-334, 2002

JACKSON H.B. & Fahrig L. Habitat Loss and Fragmentation. In S. Levin, editor. *Encyclopedia of Biodiversity*, 2nd edition. Academic Press, 2013

JESUS F.M. et al. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. *Journal of Vegetation Science* 23: 1126-1136, 2012

JORDANI M.X. et al. Natural enemies depend on remnant habitat size in agricultural landscapes. *Journal of Forestry Research* 26: 469-477, 2015

LAURANCE W.F. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731-1744, 2008

LAURANCE W.F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology & Evolution* 22: 65-70, 2007

LEAL I.R. et al. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation* 21: 1687-1701, 2012

LEIMU R. et al. How general are positive relationships between plant population size, fitness and genetic variation? *Journal of Ecology* 94: 942-952, 2006

LIMA M.M. & MARIANO-NETO E. Extinction thresholds for Sapotaceae due to forest cover in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 312: 260-270, 2014

LIMA-RIBEIRO M.S. Edge effects on vegetation and population structure in Cerradao fragments of Southwest Goiás, Brazil. *Acta Botanica Brasiliica* 22: 535-545, 2008

LION M.B. et al. Split distance: a key landscape metric shaping amphibian populations and communities in forest fragments. *Diversity and Distributions* 20: 1245-1257, 2014

PARDINI R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity & Conservation* 13: 2567-2586, 2004

PARDINI R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* 5: e13666, 2010

PARDINI R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266, 2005

PENARIOL L.V. & MADI-RAVAZZI L. Edge-interior differences in the species richness and abundance of drosophilids in a semideciduous forest fragment. *SpringerPlus* 2: 114, 2013

PIERRI-DAUNT A.B. & TANAKA M.O. Assessing habitat fragmentation on marine epifaunal macroinvertebrate communities: an experimental approach. *Landscape Ecology* 29: 17-28, 2014

PINTON. S. et al. The Size But not the Symmetry of the Wings of *Eulaema nigrita* Lepeletier (Apidae: Euglossini) is Affected by Human-Disturbed Landscapes in the Brazilian Cerrado Savanna. *Neotropical Entomology* 44: 439-447, 2015

PÜTTKER T. et al. Fragmentation effects on population density of three rodent species in secondary Atlantic Rainforest, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 43: 11-18, 2008

RABELLO A. et al. Effect of fragment size on *Copaifera langsdorffii* seeds dispersal. *Biota Neotropica* 10: 47-54, 2010

RABOY B.E. et al. Strength of habitat and landscape metrics in predicting golden-headed lion tamarin presence or absence in forest patches in southern Bahia, Brazil. *Biotropica* 42: 388-397, 2010

RAMALHO M. et al. Spatial distribution of orchid bees in a rainforest/rubber agro-forest mosaic: habitat use or connectivity. *Apidologie* 44: 385-403, 2013

SILVA M.P. & PÔRTO K.C. Effect of fragmentation on the community structure of epixylic bryophytes in Atlantic Forest remnants in the Northeast of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 18: 317-337, 2009

SILVA M.P.P & PÔRTO K.C. Spatial structure of bryophyte communities along an edge-interior gradient in an Atlantic Forest remnant in Northeast Brazil. *Journal of Bryology* 32: 101-112, 2010

SOARES L.A.S.S. et al. Implications of Habitat Loss on Seed Predation and Early Recruitment of a Keystone Palm in Anthropogenic Landscapes in the Brazilian Atlantic Rainforest. *PLoS ONE* 10: e0133540, 2015

SOBRINHO T.G. & SCHOEREDER J.H. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 16:1459-1470, 2007.

SOUZA D.G. et al. Community-level patterns of insect herbivory in a fragmented Atlantic forest landscape. *Environmental Entomology* 42: 430-437, 2013

STEVENS S.M. & HUSBAND T.P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1-8, 1998

STORCK-TONON D. et al. Orchid Bees of forest fragments in Southwestern Amazonia. *Biota Neotropica* 13: 133-141, 2013

STOUFFER P.C. et al. Long-Term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments. *Conservation Biology* 20: 1212-1223., 2006

TABARELLI M. et al. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. *Conservation Biology* 24: 1654-1663, 2010

TILMAN D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66, 1994

WEZILL A. & METZGER J.D. Mammal biodiversity in the Atlantic Forest: implications for