



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO AMBIENTAL**

LUCAS SÁ TELES DOS ANJOS

**ECOLOGIA DE PAISAGENS APLICADA À ALOCAÇÃO DE RESERVAS LEGAIS NO
ESTADO DA BAHIA: CONCEITOS ESSENCIAIS PARA UMA TOMADA DE DECISÃO
ASSERTIVA**

**Salvador, Bahia
dezembro/2019**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO AMBIENTAL**

LUCAS SÁ TELES DOS ANJOS

**ECOLOGIA DE PAISAGENS APLICADA À ALOCAÇÃO DE RESERVAS LEGAIS
NO ESTADO DA BAHIA: CONCEITOS ESSENCIAIS PARA UMA TOMADA DE
DECISÃO ASSERTIVA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental.

Orientador: Dr. Pavel Dodonov

Co-Orientador: Dr. Antoine Leduc

Salvador, Bahia

dezembro/2019

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Universitário de Bibliotecas (SIBI/UFBA),
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Sá Teles dos Anjos, Lucas
ECOLOGIA DE PAISAGENS APLICADA À ALOCAÇÃO DE
RESERVAS LEGAIS NO ESTADO DA BAHIA: CONCEITOS
ESSENCIAIS PARA UMA TOMADA DE DECISÃO ASSERTIVA /
Lucas Sá Teles dos Anjos. -- Salvador, 2019.
45 f. : il

Orientador: Pavel Dodonov.
Coorientador: Antoine Leduc.
Dissertação (Mestrado - Mestrado Profissional em
Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental) -- Universidade
Federal da Bahia, Instituto de Biologia, 2019.

1. Conectividade. 2. Efeitos de Área. 3. Efeitos
de Borda. 4. Efeitos de Matriz. 5. Quantidade de
Habitat. I. Dodonov, Pavel. II. Leduc, Antoine. III.
Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Lucas Sá Teles dos Anjos

ECOLOGIA DE PAISAGENS APLICADA À ALOCAÇÃO DE RESERVAS LEGAIS NO ESTADO DA BAHIA: CONCEITOS
ESSENCIAIS PARA UMA TOMADA DE DECISÃO ASSERTIVA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Universidade Federal da Bahia

Membros da banca examinadora

Prof. Dr. Pavel Dodonov (Orientador)
(Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia)

Me. Gustavo Souza Cruz Menezes
(Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade)

Dra. Juliana Silveira dos Santos
(Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, *campus*
de Rio Claro)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço aos meus pais, Telma Maria Dias de Sá Teles, e Domingos Leodegário Silveira dos Anjos; não apenas pela dádiva da vida, mas por todo o amor e dedicação empreendidos em minha formação.

À minha noiva e companheira, Brisa Mascarenhas Cruz, cuja paciência e suporte incondicional tornaram mais leve não só esta, mas muitas outras jornadas trilhadas ao longo dos últimos anos.

Ao meu orientador, Dr. Pavel Dodonov, sem o qual este trabalho não seria possível, serei eternamente grato pela confiança e energia em mim depositadas.

Aos meus colegas de turma, Francisco Mário Fagundes Barbosa, Ítalo Rosário de Freitas, Lucas Ventim Monteiro Sampaio, Udemário Maia Ribeiro, e Victoria Conceição Gomes Leão; agradeço pela oportunidade de tê-los conhecido e de poder ter trilhado esse caminho junto com vocês.

Aos membros da banca de defesa, Gustavo Souza Cruz Menezes e Juliana Silveira dos Santos, pelas valiosas contribuições.

Ao Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, instituição na qual exerço minhas atividades laborais desde o ano de 2012, e que desde então vem possibilitando a aplicação dos conhecimentos/competências reunidos durante minha vida profissional. Agradeço, especialmente, aos colegas Diogo Caribé, Maria Daniela Martins Guimarães e Tiago Jordão Porto (SEMA), que demonstraram genuíno interesse contribuir com a concepção do presente trabalho, disponibilizando tempo em suas agendas sempre que requisitados.

TEXTO DE DIVULGAÇÃO

As Reservas Legais – RL constituem um importante instrumento da gestão pública ambiental, cuja finalidade está diretamente relacionada à conservação do patrimônio ecológico nacional. Considerando a diversidade de profissionais que atuam, tanto na proposição, quanto na aprovação das RL, bem como pela vastidão do conhecimento potencialmente útil para direcionar essas análises, a ausência da sistematização de parâmetros acaba resultando em propostas e aprovações subjetivas. Com o desenvolvimento do presente trabalho, buscamos nos remeter a este problema sob a ótica da Ecologia de Paisagens, compilando os conceitos fundamentais para qualificar a tomada de decisão dos profissionais que atuam nos processos de alocação das RL.

RESUMO

O histórico da biodiversidade e do status de conservação dos biomas que compõem o estado da Bahia (Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica) evidencia que tratam-se de regiões ricas, com altos graus de endemismos; entretanto, todas elas vêm sofrendo impactos cumulativos em virtude da conversão dos habitats naturais pelo uso do solo vinculado às atividades agrossilvipastoris. Nesse sentido, é imperativa a figura do Estado na criação de diretrizes e instrumentos que norteiem a execução e a expansão das atividades particulares. De acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012), Reserva legal – RL consiste em uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de auxiliar na conservação e reabilitação dos processos ecológicos, da biodiversidade, garantindo o abrigo e a proteção da fauna e flora nativa, assegurando o uso sustentável dos recursos naturais. Objetivando a perpetuação dos recursos naturais existentes, diversos diplomas legais estabelecem a obrigatoriedade e criam instrumentos para as ações de gestão florestal. Contudo, são escassos os esforços voltados à parametrização técnica das ações executadas pelos agentes responsáveis pela alocação das RL. Sobretudo aqueles pautados em literatura científica afeita ao assunto como, por exemplo, a Ecologia de Paisagens. Por outro lado, continua em expansão a produção acadêmica sobre temas como perda e fragmentação de habitat, conectividade, efeitos de borda, influência da matriz, genética de paisagens, metapopulações e tantos outros, tornando cada vez mais complexo o trabalho daqueles que precisam recorrer à tais conhecimentos para tomada de decisão no âmbito executivo. Em consonância com o aumento da complexidade técnico-jurídico acerca do tema, aumenta também a dificuldade na elaboração de procedimentos destinados à parametrização das ações de alocação de RL. Nesse sentido, nosso objetivo neste trabalho foi realizar uma compilação do conhecimento científico relacionado à Ecologia de Paisagens para profissionais responsáveis por delimitar áreas de Reserva Legal em imóveis rurais. Para isso, selecionamos trabalhos científicos que consideramos importantes para o tema e resumimos os seus resultados, teorias e recomendações através da produção de um material que possa fornecer uma base conceitual relevante para essas análises. Foram definidos diferentes subtópicos referentes à Ecologia de Paisagens e elencados artigos-chave de cada um destes, sendo eles: Conectividade; Efeitos de Área; Efeitos de Borda; Efeitos de Matriz; Quantidade de Habitat. As análises realizadas possibilitaram a identificação de conceitos relevantes para abordagem da problemática enfrentada. Primeiramente, destacamos a necessidade de abandono da visão simplória e dicotômica de paisagem enquanto “áreas de habitat VS matriz”. Reunimos evidências teóricas e empíricas já consolidadas na literatura científica e suficientes para demonstrar os efeitos nocivos, da fragmentação e da perda de habitat, bem como dos efeitos de borda. Ademais, sugerimos ainda que o direcionamento assertivo de recursos destinados à conservação pressupõe o estabelecimento de critérios para definição de áreas prioritárias. Com base nas informações, concluímos que são necessários novos estudos destinados à compilação do conhecimento existente, que resultem em metodologias de trabalho suficientemente detalhadas, trazendo segurança na tomada de decisão, sem que tornem suas aplicações inexecutáveis.

Palavras-Chave: Conectividade; Efeitos de Área; Efeitos de Borda; Efeitos de Matriz; Quantidade de Habitat;

ABSTRACT

The history of the biodiversity and the conservation status of the Caatinga, the Cerrado and the Atlantic Forest show that these are rich regions, with a high number of endemisms; however, all of these systems have been undergoing cumulative impacts due to conversion of natural landscapes into agricultural land uses. This indicates the supreme importance of the State in creating directives and instruments to guide the activities and expansion of private activities. According to the Brazilian New Forest Code (Federal Law nº 12.651, of 25 May 2012), Legal Reserves (LRs) consist of areas, located within a rural property, whose function is to aid in the conservation and rehabilitation of ecological processes and of biodiversity, ensuring shelter and protection of the native fauna and flora as well as the sustainable use of natural resources. Notwithstanding the existence of different legal sources establishing the obligatoriness and creating instruments for forest management actions, generally with the goal of maintaining natural resources, there have been limited efforts related to the technical parameterization of the activities developed by the officers responsible for allocating the LRs. Especially noticeable is the lack of a clear link between the scientific studies in Landscape Ecology and directives for LR definition. Conversely, there has been much scientific research on subjects such as habitat loss and fragmentation, connectivity, edge effects, matrix influence, landscape genetics, metapopulations and many others, which may greatly complicate the work of those who need to use this knowledge to make executive decisions. In consonance with the increase in technical and juridical complexity of this subject, there is also an increase in the difficulty of creating procedures parameterizing LR allocation. To aid in breaching this gap, our objective here was to compile a set of relevant Landscape Ecology studies in a way that will be useful for the professionals responsible for delimiting LRs area in rural properties. For this, we selected scientific papers that we considered important for this subject and summarized their findings, theories and recommendations, thus producing a material that may provide a conceptual basis relevant for these analyses. We selected key papers for each of several Landscape Ecology topics which we consider important for this issue, namely: Connectivity; Area Effects; Edge Effects; Matrix Effects; Habitat Quantity. As a result, we highlighted several concepts relevant to this subject. We firstly highlight the need to abandon the simplistic and dichotomic view of the landscape (as habitat VS matrix areas). We also identified sufficient theoretical and empirical evidence to show the negative effects of habitat loss and fragmentation, as well as of the creation of edges. In addition, we verified the importance of establishing criteria for the definition of priority areas, which would enable the assertive use of the resources destined for conservation. Based on this information, we conclude that new studies are needed to compile the existent knowledge, resulting in working methods with sufficient details to bring security to decision making in a feasible manner.

Keywords: Area Effects; Connectivity; Edge Effects; Habitat Quantity; Matrix Effects.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Instrumentos normativos relacionados à alocação e gestão de Reservas Legais aplicáveis ao estado da Bahia.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Impactos oriundos das ações humanas e os três processos básicos envolvidos.

Figura 2: Situações hipotéticas que resultam na criação de bordas em fragmentos de habitat.

Figura 3: Interações entre bordas em paisagens hipotéticas.

LISTA DE ABREVIATURAS

CEFIR: Cadastro Estadual Florestal de Imóveis Rurais
INEMA: Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
RL: Reserva Legal

ÍNDICE

FOLHA DE APROVAÇÃO	4
AGRADECIMENTOS	5
TEXTO DE DIVULGAÇÃO	6
RESUMO	7
ABSTRACT	8
LISTA DE TABELAS	9
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE ABREVIATURAS	11
ÍNDICE	12
Introdução	13
Objetivos	15
Metodologia	15
Resultados e discussão	16
Conclusões.....	33
Bibliografia	35

Introdução

Além de ser a maior unidade federativa localizada na Região Nordeste do Brasil, totalizando 564.722,611 km² de área e aproximadamente 1.100 km de costa litorânea, o Estado da Bahia é, certamente, um dos mais biogeograficamente diversos do país, apresentando três dos seis biomas brasileiros: Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (IBGE, 2018; WWF, 2015). De acordo com dados divulgados pelo Ministério do Meio Ambiente, a Caatinga brasileira apresenta uma área estimada de 844.453 km², o equivalente à 11% de todo o território nacional, sendo delimitada pelas florestas Amazônica (oeste) e Atlântica (leste), e pelo Cerrado (sul). Habitat de indivíduos adaptados à baixos índices pluviométricos anuais, com chuvas concentradas e períodos de estiagem prolongada, foram registradas cerca de 932 espécies de plantas vasculares (Giulietti *et al.*, 2004), 510 espécies de aves (Silva *et al.*, 2003), 240 de peixes (Rosa *et al.*, 2003), 187 de abelhas (Zanella & Martins, 2003), 167 de répteis e anfíbios (Rodrigues, 2003) e 148 espécies de mamíferos (Oliveira *et al.*, 2003), cujos índices de endemismos variam entre 3% (aves) e 57% (peixes).

O Cerrado brasileiro é um relevante hotspot (região biogeográfica que é um reservatório significativo de biodiversidade e está ameaçada de destruição) para a biodiversidade mundial, ocupando a sexta colocação no ranking baseado na diversidade de vertebrados e plantas, tendo sido identificadas 10.000 espécies de plantas e 1.268 espécies de vertebrados, das quais respectivamente 4.400 (1,5% do total conhecido) e 117 (0,4% do total conhecido) são endêmicas (Myers *et al.*, 2000). Segundo Klink & Machado (2005), originalmente, o bioma Cerrado ocupa 21% do território nacional. Contudo, nos últimos 35 anos, mais da metade da sua extensão foi convertida para o uso em atividades agrossilvipastoris. Como resultado direto desta ocupação, fenômenos como a erosão excessiva dos solos, a invasão de espécies exóticas (ênfase nas gramíneas de origem africana) e a consequente degradação da flora nativa constituem as principais ameaças à biodiversidade do bioma.

Segundo Myers *et al.* (2000), a Mata Atlântica brasileira constitui um dos mais importantes *hotspots* para a biodiversidade mundial, ocupando a quarta colocação no ranking baseado na diversidade de vertebrados e plantas. De acordo com este estudo, já foram identificadas 20.000 espécies de plantas e 1.361 espécies de vertebrados, das quais respectivamente 8.000 (2,7% do total conhecido) e 567 (2,1% do total conhecido) são endêmicas. De acordo com o Relatório Anual 2018 elaborado pela ONG SOS Mata Atlântica, o Estado da Bahia foi o primeiro colocado do ranking do desmatamento do bioma no período 2017/2018 (SOS Mata Atlântica, 2018). No período anterior, no qual a Bahia também ocupou o primeiro lugar no ranking do desmatamento, dos cinco municípios

brasileiros que mais desmataram o bioma Mata Atlântica, quatro eram baianos: Santa Cruz Cabrália (3.126 ha), Belmonte (2.122 ha), Wanderley (1.180 ha) e Porto Seguro (856 ha) (Ribeiro *et al.*, 2009).

Ao analisarmos os dados acerca da biodiversidade e do status de conservação da Caatinga, do Cerrado e da Mata Atlântica, duas observações emergem naturalmente: primeiramente, tratam-se de regiões ricas, com alto grau de endemismos; segundo, todas elas vem sofrendo impactos cumulativos em virtude da conversão das paisagens naturais pelo uso do solo vinculado às atividades agrossilvipastoris. Nesse sentido, é imperativa a figura do Estado na criação de diretrizes (Leis, Decretos, etc.) e instrumentos que norteiem a execução e a expansão das atividades particulares, garantindo o “*direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida*” (BRASIL, 1988).

De acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012), que revogou a Lei Federal nº 4.771/65 (antigo Código Florestal), Reserva legal – RL consiste em uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa. Em um trabalho que, dentre outros pontos, analisou a eficácia das RL tal qual propostas pelo antigo Código Florestal, Metzger (2010) verificou que, de maneira geral, a literatura científica existente até aquele momento corroborou os percentuais mínimos de área estipulados na forma da Lei. Isto porque, somando-se os percentuais das RL aos percentuais padrão observados para as Áreas de Proteção Permanente – APP no Brasil, o total obtido é suficiente para a manutenção dos limiares de Percolação e Fragmentação da paisagem.

Contudo, Metzger (2010) salientou que a delimitação específica de cada RL deve ser avaliada de acordo com o contexto no qual a paisagem está inserida, uma vez que, além da influência de fatores naturais (e.g. bioma), fatores ligados à sua gestão podem influenciar na eficácia com a qual estas áreas cumprem os objetivos inicialmente propostos como, por exemplo, 1) a inclusão das APP em seu cômputo, 2) a introdução de espécies exóticas, 3) os regimes de uso aceitos, ou ainda 4) o agrupamento das RL de pequenos imóveis em fragmentos maiores (Regime de Condomínio).

A Política Estadual do Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, aprovada pela Lei Estadual nº 10.431/06, exige que, a título de Reserva Legal dos imóveis rurais localizados no território baiano, deverá ser mantida cobertura vegetal nativa mínima de 20% nas propriedades e posses rurais, além das Áreas de Proteção Permanentes – APP (vide Artigo 105, *caput*) (veja Tabela 1 sobre os instrumentos normativos relacionados à alocação e gestão de RLs no Estado

da Bahia). Ademais, conforme definido no Artigo 106, a localização das RL tem como objetivo a conservação e reabilitação dos processos ecológicos, a conservação da biodiversidade, o abrigo de fauna e flora nativas, e a formação de corredores ecológicos de forma a permitir o fluxo gênico, a movimentação da biota e a manutenção de populações silvestres que demandem áreas de maior extensão para sua sobrevivência.

Além destes, outros dispositivos normativos legais reconhecem a relevância das RL como instrumento de gestão ambiental. Conforme depreendemos do Decreto Estadual nº 15.180/14 (vide Artigo 64), a identificação das RL, ou mesmo a apresentação de proposta de localização e aprovação para esta, constituem pré-requisitos para a inscrição da propriedade junto ao Cadastro Estadual Florestal de Imóveis Rurais – CEFIR, devendo ser apresentado Plano de Recuperação Ambiental – PRA em caso de existirem passivos nas mesmas. Já a Lei Estadual nº 13.223/15, em seu Artigo 36, reconhece a importância das RL como mecanismo de redução de emissões certificadas de gases e efeito estufa.

No Estado da Bahia, a Autarquia governamental responsável pela execução das políticas públicas de meio ambiente e, conseqüentemente, das atividades relacionadas à alocação das RL, é o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Dentre as suas competências legalmente estabelecidas pelo Artigo 106 da Lei Estadual nº 12.212/11, aquela definida pelo inciso IV está diretamente ligada ao processo de definição das RL: a promoção da gestão florestal e do patrimônio genético, bem como a restauração de ecossistemas, com vistas à proteção e preservação da flora e da fauna. Atualmente, cerca de 775.926 imóveis rurais encontram-se cadastrados no âmbito do CEFIR, 71,86% dos quais ainda não tiveram suas RL aprovadas (consulta realizada em 05/12/2019). Ademais, de acordo com o Observatório do Código Florestal (2019), o estado da Bahia apresenta uma estimativa de déficit acumulado equivalente à 345.000 hectares de vegetação nativa nas RL de 5.194 imóveis rurais cadastrados no estado. Ainda assim, não há registro de normativas internas criadas, tanto para a seleção de indicadores de eficiência das RL estaduais, quanto para nortear o corpo técnico quanto aos procedimentos que deverão ser adotadas para garantir que as decisões tomadas, de fato, reflitam positivamente nos objetivos identificados.

Objetivando a perpetuação dos recursos naturais existentes, diversos diplomas legais estabelecem a obrigatoriedade e criam instrumentos para as ações de gestão florestal. Contudo, são escassos os esforços voltados à parametrização técnica das ações executadas pelos agentes responsáveis pela alocação das RL (Tabela 1). Sobretudo aqueles pautados em literatura científica afeita ao assunto como, por exemplo, a Ecologia de Paisagens. Por outro lado, continua em expansão a produção acadêmica sobre temas como perda e fragmentação de habitat, conectividade, efeitos de

borda, influência da matriz, genética de paisagens, metapopulações e tantos outros, tornando cada vez mais complexo o trabalho daqueles que precisam recorrer à tais conhecimentos para tomada de decisão no âmbito executivo.

Além da complexidade inerente à seleção de trabalhos com temáticas e objetivos diversos, a interpretação e aplicação dos resultados obtidos constitui um desafio à parte. Para aquelas disciplinas cujos parâmetros e metodologias de experimentação variam, ou ainda não foram bem sedimentados, diversos tipos amostrais e/ou métricas podem ser utilizados. Por exemplo, desde a década de 60, com a notoriedade da Teoria da Biogeografia de Ilhas postulada por MacArthur & Wilson (1963, 1967), a ecologia vem pautando a compreensão da variação da biodiversidade em função do conceito de fragmentos de habitat, com destaque nas consequências das suas variações de área e fragmentação sobre os efeitos ligados ao seu tamanho e isolamento. Entretanto, atualmente, Fahrig (2013) propôs uma mudança na forma com a qual compreendemos a variação da biodiversidade em função da distribuição de habitat na paisagem, propondo a “Hipótese da Quantidade de Habitat” (dos inglês, *Habitat Amount Hypothesis*), sugerindo que o parâmetro mais adequado para compreendermos tal variação não depende das propriedades dos fragmentos (tamanho e/ou isolamento), e sim da quantidade de habitat existente na paisagem (Martin, 2018). Noutros casos, mesmo em áreas ou disciplinas mais tradicionais, divergências de escala, ou mesmo de objetivos específicos, podem resultar em diferentes padrões de expressão para a mesma variável. Segundo Sarewitz (2004), devido às especificidades das bases normativas de diferentes disciplinas científicas, controvérsias ambientais podem ser criadas ou subsidiadas (em ambos os lados) por diferentes conhecimentos. Assim sendo, a riqueza de disciplinas científicas e, conseqüentemente, de métodos normativos, traz consigo não apenas os benefícios inerentes à diversidade de abordagem dos eventos naturais, mas também a complexidade na concatenação lógica através da correlação dos resultados obtidos. A dificuldade em ter um protocolo para detalhes da alocação de RLs, como sua forma e distribuição, provavelmente deriva em parte dessa complexidade e diversidade de estudos e resultados.

No intuito de colaborar com o preenchimento da lacuna existente entre “produção científica” e “execução” nas ações de alocação de RL no estado da Bahia, em busca de diretrizes que norteiem as análises dos tomadores de decisão, nós analisamos 12 (doze) trabalhos de revisão em Ecologia de Paisagens (Haddad et al, 2015; Villard & Metzger, 2014; Fahrig, 2013; Laurance et al., 2006; Tambosi et al., 2013; Gilbert-Norton et al., 2010; Haddad et al., 2014; Ries et al., 2004; Porensky & Young, 2013; Kupfer et al., 2006; Driscoll et al., 2013), correlacionando-os aos objetivos centrais das RL, quais sejam: garantir a manutenção dos processos ecológicos, serviços ecossistêmicos, biodiversidade, sustentabilidade e habitat através da manutenção de áreas de vegetação nativa nos imóveis rurais.

Com isso, visamos fornecer uma base teórica geral para direcionar a elaboração de protocolos destinados à definição das reservas legais, levando em conta a complexidade e diversidade de visões existentes sobre a importância de diferentes processos relacionados à perda e fragmentação de hábitat.

Tabela 1. Instrumentos normativos relacionados à alocação e gestão de Reservas Legais aplicáveis ao estado da Bahia.

	Lei/Decreto	Publicação	Ementa	Dispositivos
Estaduais	Lei nº 13.572	30-08-2016	Institui a Política Estadual de Convivência com o Semiárido e o Sistema Estadual de Convivência com o Semiárido e dá outras providências	Artigo 31.
	Lei nº 13.223	12-01-2015	Institui a Política Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências	Artigo 36.
	Decreto nº 15.180	02-06-2014	Regulamenta a gestão das florestas e das demais formas de vegetação do Estado da Bahia, a conservação da vegetação nativa, o Cadastro Estadual Florestal de Imóveis Rurais - CEFIR, e dispõe acerca do Programa de Regularização Ambiental dos Imóveis Rurais do Estado da Bahia e dá outras providências	Artigos 15, 64 ao 77, 79 ao 84, 90 ao 122, 129 e 131.
	Decreto nº 14.024	06-06-2012	Aprova o Regulamento da Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, que instituiu a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, e da Lei nº 11.612, de 08 de outubro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos	Artigos 24 e 136-A.
	Decreto nº 12.465	16-11-2010	Aprova o Regimento da Secretaria do Meio Ambiente - SEMA	Seção VII: Artigo 10.
	Decreto nº 10.410	25-07-2007	Dispõe sobre a Unidade de Conservação Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN, estabelece critérios e procedimentos administrativos para sua criação, implantação e gestão, institui o Programa Estadual de Apoio às Reservas Particulares do Patrimônio Natural e dá outras providências	Artigo 14.

	Lei/Decreto	Publicação	Ementa	Dispositivos
	Lei nº 10.431	20-12-2006	Dispõe sobre a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia e dá outras providências	Artigo 53-A, 101, 103 ao 117, 139, 140, e 205.
Federais	Lei nº 12.651	25-05-2012	Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências	Artigos 1º, 3º, 12 ao 24, 26, 29, 30, 32, 35, 41, 44, 45, 48, 49, 52 ao 58, 59, 66 ao 68, e 78
	Decreto nº 6.514	22-07-2008	Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências	Artigos 48, 51 ao 53, 55, e 152-A.

Objetivos

Nosso objetivo neste trabalho foi realizar uma compilação de títulos científicos relevantes em Ecologia de Paisagens para profissionais responsáveis por delimitar áreas de Reserva Legal em imóveis rurais. Com isso, não objetivamos criar um protocolo para a delimitação de RL, e sim qualificar a tomada de decisão em procedimentos de alocação de RL através da produção de um material que possa fornecer uma base conceitual relevante para essas análises.

Metodologia

Definimos a literatura utilizada através de uma consulta sobre “leituras essenciais” em Ecologia de Paisagens. A consulta foi feita virtualmente entre novembro de 2017 e junho de 2018, a pesquisadoras/es com experiência em Ecologia de Paisagens, membros ou colaboradoras/es do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), *campus* de Rio Claro. Nessa consulta, foram definidos diferentes subtópicos referentes à Ecologia de Paisagens e elencados artigos-chave de cada um destes subtópicos. A seguir, selecionamos os subtópicos que consideramos mais relevantes para a definição de RL e, dentre esses tópicos, selecionamos os artigos mais relevantes com base nos seus resumos e no nosso conhecimento prévio sobre o assunto. Reconhecemos que, não sendo isso uma seleção aleatória ou uma seleção completa, existe um elevado grau de subjetividade. No entanto, tendo em vista que os artigos foram selecionados por pessoas familiarizadas com a realidade brasileira e, mais especificamente, com a realidade da Bahia, acreditamos tal seleção ser informativa e adequada para os objetivos propostos neste trabalho. No texto abaixo, focamos em cinco aspectos que podem ser alvos de manejo no desenho de RLs: efeitos da quantidade de hábitat; efeitos de área; conectividade; efeitos de matriz; e efeitos de borda. Finalmente, formulamos um texto mostrando os principais tópicos de cada trabalho selecionado que acreditamos serem úteis para a tomada de decisão para a delimitação de RLs.

Resultados e discussão

Sob a ótica da Ecologia, as paisagens naturais são impactadas pelas atividades humanas através de três fenômenos básicos: redução/perda da área ocupada pelos ecossistemas naturais, partição de áreas coesas dos ecossistemas naturais em áreas menores e afastadas/isoladas, e exposição dos ecossistemas naturais às influências que resultam das atividades humanas realizadas em seu entorno. Se analisados concomitantemente, numa cadeia de eventos iniciada por atividades humanas em uma paisagem natural, teríamos a perda de habitat causada pelo preparo da área

destinada ao uso, podendo resultar na fragmentação do habitat, antes condensado, em porções separadas e menores que o anterior, e a influência das atividades humanas (tanto durante quanto após o processo de alteração da paisagem) nos processos ecológicos dos fragmentos restantes (Figura 1).

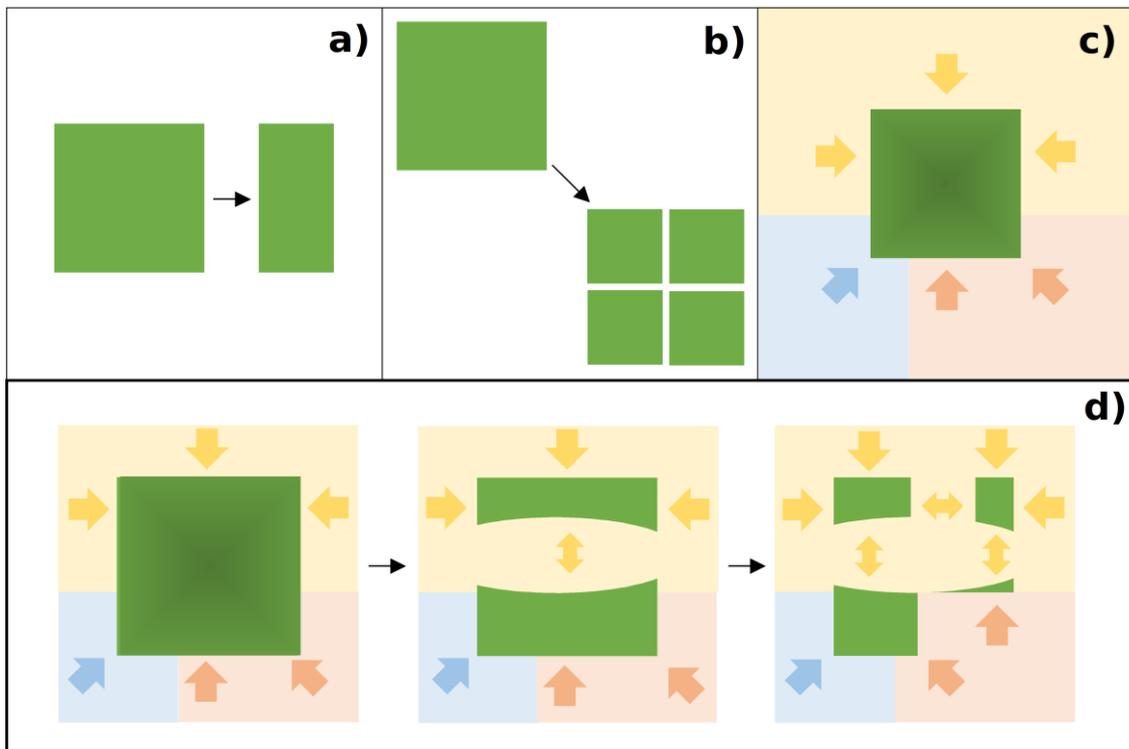


Figura 1. Impactos oriundos das ações humanas sobre remanescentes florestais (mostrados em verde) e os três processos básicos envolvidos. **a)** Redução da área ocupada por habitat nativo (perda de habitat); **b)** Partição de áreas coesas (fragmentação de habitat); **c)** Influência das atividades humanas adjacentes. Em amarelo, azul e rosa, diferentes tipos de atividade humana resultando em diferentes pressões (representadas por setas de mesma cor, em tons mais escuros); **d)** Cronologia hipotética dos eventos: a redução progressiva do habitat resulta na intensificação do processo de fragmentação dos remanescentes, culminando na amplificação dos efeitos de borda e de matriz.

Quantidade de habitat

Fahrig (2003)

O estabelecimento do nexo causal entre as alterações das paisagens naturais e as implicações ecológicas resultantes necessita do discernimento entre os conceitos de fragmentação e perda de habitat. Em linhas gerais, podemos definir “fragmentação de habitat” como a “quebra” ou “partição” de áreas contíguas de habitat em porções menores que, se reunidas, totalizariam a área inicialmente observada em uma dada paisagem. Por outro lado, a “perda de habitat” consiste na conversão de áreas de habitat em áreas de “não habitat”, ou matriz, conseqüentemente reduzindo o total

disponível na paisagem objeto da análise. Ou seja, são fenômenos distintos que podem ocorrer individual ou simultaneamente.

Segundo Fahrig (2003), há uma tendência ao uso do termo “fragmentação” como condensador de diversos efeitos resultantes das ações humanas nas mudanças de paisagens. A não diferenciação destes conceitos, ao longo do tempo, resultou em (1) problemas metodológicos que dificultaram a generalização teórica dos efeitos da fragmentação de habitat, (2) na confusão entre os efeitos específicos de cada um dos fenômenos, e (3) na redução da acurácia de estudos de modelagem acerca do tema.

Se considerarmos, numa dada paisagem, o aumento dos índices de fragmentação sem que houvesse perda de habitat, teríamos como consequência lógica uma tendência ao aumento do número de fragmentos e da distância entre eles, bem como a redução da área média ocupada por cada um. Já a perda de habitat, *per se*, reduz a quantidade disponível de habitat na paisagem. Não obstante, é importante salientar que, a depender de como ocorra, a perda de habitat pode atuar como força motriz da fragmentação, resultando na manifestação isolada ou combinada das consequências citadas acima, potencializando os efeitos deletérios sobre o ecossistema objeto da análise.

Haddad et al (2015)

Segundo Haddad *et al* (2015), os efeitos causados pela fragmentação de habitats são expressivos, consistentes e cumulativos, podendo ocasionar prejuízos inesperados e persistentes à biodiversidade, tanto imediatamente, quanto à longo prazo. Neste trabalho, que reuniu evidências empíricas de estudos realizados ao longo de 35 anos sobre os efeitos da fragmentação em ambientes controlados, foram identificados mecanismos que impactaram negativamente na persistência e riqueza de espécies, retenção de nutriente e dinâmicas tróficas, bem como nos movimentos migratórios das espécies estudadas. Ademais, além da manifestação imediata dos efeitos tal qual previsto em teoria – relacionados a escalas temporais próximas às alterações das paisagens –, foram identificados efeitos significativos e retardados.

No experimento realizado na região de Wog Wog (Austrália), foi observado o efeito amortizador de precipitações intensas sobre a redução da riqueza vegetal local, resultando num atraso de 5 anos para a sua percepção. Em outro experimento, realizado em Kansas (Estados Unidos), a alteração no padrão de sucessão vegetal apenas pôde ser observada após 12 anos das mudanças

realizadas às paisagens. Segundo os autores, os efeitos de caráter retardado e progressivo da fragmentação de habitats sustentam as hipóteses de débito de extinção (do inglês, *extinction debt*: um atraso na perda de espécies depois do impacto), atraso de imigração (do inglês, *migration lags*: processo no qual fragmentos pequenos e isolados acumulam espécies mais devagar do que fragmentos maiores e mais conectados) e débito de funções ecossistêmicas (do inglês, *ecosystem function debt*: mudanças em funções ecossistêmicas, ocorrendo um tempo depois do impacto).

A análise conduzida em fragmentos florestais maduros, replicadas em menor escala em micro-paisagens compostas por musgos, identificaram reduções entre 20 a 75% nas riquezas das espécies de plantas, artrópodes e aves amostradas. Contudo, tais reduções não foram registradas imediatamente. Em média, as taxas de perdas obtidas foram de 20% no primeiro ano de acompanhamento, 50% ao final da primeira década, continuando o padrão de aumento durante o monitoramento posterior. Ademais, foi percebida a influência positiva do tamanho dos fragmentos na amortização dos efeitos do débito de extinção. O estudo conduzido na Floresta Amazônica acerca das dinâmicas biológicas de fragmentos florestais identificou que os impactos sobre a avifauna foram 12 vezes maiores em fragmentos de 1 hectare que em fragmentos de 100 hectares.

Em relação ao atraso de imigração, os experimentos reunidos identificaram, novamente, uma influência direta do tamanho dos fragmentos na intensidade do fenômeno. Neste caso, a colonização de fragmentos formados pela criação de novos habitats foi mais intensa em fragmentos maiores ou menos isolados, podendo resultar numa diferença de até 15% da biodiversidade amostrada após 10 anos de monitoramento.

Para aferir o débito de funções ecossistêmicas, foram observadas as mudanças nos processos de ciclagem de nutrientes, bem como na biomassa das plantas e consumidores primários. Novamente, o tamanho dos fragmentos amostrados apresentou influência direta na intensidade do efeito, cujo percentual de redução das funções variou, após 1 ano de monitoramento, de 30% (fragmentos menores) a 80% (fragmentos maiores). Tais alterações estão relacionadas à redução da biodiversidade local, que por sua vez simplifica as redes tróficas locais, impactando negativamente na disponibilidade de nutrientes e nas taxas de decomposição.

Os resultados obtidos por Haddad *et al.* (2015) demonstraram as influências negativas da fragmentação de habitat na manutenção de processos ecológicos, serviços ecossistêmicos e biodiversidade, bem como a relevância do tamanho dos fragmentos na amortização dos efeitos negativos causados pela fragmentação. Ademais, a averiguação do retardo na manifestação dos impactos traz à baila a necessidade da consideração da dimensão “tempo” na análise dos casos.

Villard & Metzger (2014)

De acordo com Villard & Metzger (2014), mais relevante que discutir qual dos fenômenos (fragmentação ou perda de habitat) tem maior influência sobre os parâmetros ecológicos, é compreender quanto habitat precisa ser perdido para que a configuração espacial dos fragmentos expresse maior influência sobre tais parâmetros. Segundo os autores, a busca pela hierarquização entre os efeitos isolados da perda e da fragmentação é prejudicial ao avanço dos estudos voltados à conservação da biodiversidade, uma vez que direciona o foco dos pesquisadores para questões afastadas da forma como estes fenômenos ocorrem naturalmente. Estudos empíricos indicam que, de fato, os maiores efeitos sobre as interações interespecíficas e sobre a permeabilidade das paisagens são resultantes da interação entre as configurações de habitat e matriz.

Segundo os autores, do ponto de vista da conservação, a redução da perda de habitat é a medida mais eficaz para a manutenção/proteção da biodiversidade. Esta abordagem é particularmente relevante quando existem, na paisagem, espécies que necessitam de grandes áreas de habitat para persistirem. Contudo, quando o foco das ações de conservação estiver em espécies cuja persistência tolera ambientes fragmentados, gerir a qualidade e a configuração do habitat, bem como a composição da matriz, podem ser importantes estratégias para a manutenção da biodiversidade local. Neste contexto, as RL podem ser utilizadas como instrumento de modificação da paisagem, quer seja alterando o uso e/ou ocupação do solo, quanto promovendo incremento de conectividade entre fragmentos preservados existentes.

A hipótese proposta pelos autores é que, quando há habitat em abundância, apenas a sua perda influencia na persistência das espécies e, portanto, na biodiversidade e nos processos ecológicos regionais. Caso este processo continue, inevitavelmente será atingido o limiar de fragmentação, momento em que é alterada a relação entre táxon e paisagem, no qual os mecanismos de fragmentação e de perda de habitat passam a influenciar em conjunto na persistência das populações e dos processos ecológicos. Segundo os autores, é neste momento em que a configuração espacial do habitat passa a influenciar, podendo amortizar os efeitos deletérios de ambos os mecanismos. Isto porque os arranjos espaciais dos fragmentos apresentam efeitos numa escala menor que, em conjunto com a composição da matriz, influencia a conectividade funcional da paisagem para cada táxon. Em última instância, os efeitos combinados da fragmentação e da perda de habitat tornam inviável a persistência das espécies, momento no qual é atingido o limiar de extinção.

Embora a análise da interação entre os efeitos da quantidade e da configuração de habitats seja mais sofisticada, num cenário de fragmentação por perda de habitat já consolidada, muitas vezes a restauração extensiva é inviável. Assim sendo, a gestão da configuração espacial dos fragmentos de habitat pode ser uma importante ferramenta para mitigar os efeitos negativos das atividades humanas sobre a biodiversidade.

Fahrig (2013)

Diferentemente do quanto proposto por Villard & Metzger (2014), os quais sugeriram que os efeitos da fragmentação de habitats sobre a biodiversidade ocorreriam num “gradiente de quantidade de habitat na paisagem” definido entre os limiares de fragmentação e de extinção, Fahrig (2013) propõe que não haveria nexos de causalidade algum entre as variáveis. Segundo a autora, a riqueza de espécies amostrada numa dada área varia de acordo com a quantidade de habitat existente até uma distância máxima, previamente definida, do local amostrado, região essa definida como paisagem local (do inglês, *local landscape*). Essa ideia foi batizada como “Hipótese da Quantidade de Habitat”.

Para tanto, duas premissas básicas precisam ser atendidas. A primeira diz respeito à correta identificação do habitat das espécies objeto da análise. Ou seja, identificar apenas o bioma ou a fitofisionomia pode não ser informação suficiente para definir o habitat de uma espécie caso ela tenha preferência de hábito. Por exemplo, táxons especializados em explorar regiões de dossel não perceberiam regiões subarbustivas como habitat. Portanto, pressões que resultassem em rarefação de dossel ameaçariam a persistência destes indivíduos mesmo não havendo completa descaracterização do habitat. A segunda premissa diz respeito à correta definição da paisagem local. Como estabelecer a devida extensão de área na qual a presença (ou ausência) de habitat influenciaria na riqueza das espécies amostradas? Segundo a própria autora, tal noção de espaço poderia ser norteada pela análise da capacidade de dispersão da espécie ao longo da paisagem.

Vale salientar que o aumento da dificuldade em se atender estas premissas é diretamente proporcional ao aumento da abrangência da previsão pretendida. Ou seja, quanto mais espécies pretendemos analisar (leia-se, proteger!), mais difícil é definir uma unidade de habitat que se adeque a todas elas, bem como a devida área de abrangência necessária, em virtude das diferentes capacidades de dispersão.

Além disso, vale salientar, também, que esta hipótese não avalia um importante mecanismo direcionador da ecologia de paisagens: os efeitos da matriz. Ou seja, ainda que as premissas fundamentais sejam devidamente atendidas, efeitos não contemplados na análise podem direcionar a variação da biodiversidade da área em questão, tornando necessárias análises complementares para nortear a tomada de decisão do gestor.

Neste contexto, as RL podem ser utilizadas como instrumento para incrementar a quantidade de habitat na paisagem. Nos casos em que não há quantidade mínima suficiente para atendimento dos pré-requisitos legais e/ou ecológicos previstos pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa em relação às RL, torna-se necessária a recomposição/restauração da vegetação nativa. Além disso, nos casos em que há vegetação nativa preservada suficiente no imóvel rural para que sejam definidas as RL, ou naqueles casos em que é possível a compensação destas em outro imóvel rural, as RL atuam como perpetuadoras de vegetação preservada, impedindo o avanço da conversão do solo em áreas sadias.

Efeito de área

Laurance *et al.* (2006)

Em um trabalho que compilou os dados obtidos ao longo de mais de 20 anos sobre os efeitos da fragmentação de habitats em comunidades de árvores na floresta amazônica, Laurance e colaboradores identificaram que os efeitos de borda foram os principais agentes modificadores das relações ecológicas locais. Como consequência das alterações na paisagem, aumentando a exposição dos indivíduos às intempéries, foi observado o aumento da taxa de mortalidade das espécies localizadas numa área compreendida entre as bordas e pontos à até, aproximadamente, 100m ao interior dos fragmentos. Espécies de maior porte (diâmetro do tronco > 60cm) se mostraram especialmente sensíveis, sendo a mortalidade dos indivíduos localizados nessa “faixa de borda” três vezes maior que naqueles situados em regiões interiores dos fragmentos. Além disso, foi percebido o aumento do recrutamento de novas espécies, resposta essa que, somada à anterior, contribuiu para uma mudança abrupta na composição das comunidades locais.

Tais alterações resultaram em quatro padrões de resposta na composição das comunidades vegetais, sendo eles: 1) flutuações da densidade arbórea total dos fragmentos, uma vez que indivíduos de maior porte foram “substituídos” por outros de menor porte nas faixas de borda; 2) o desaparecimento de espécies da região de borda; 3) a redução da altura do dossel nas faixas de borda; e 4) a alteração da composição de espécies e suas abundâncias.

Segundo os autores, o processo de alternância entre a configuração das comunidades parece estar relacionado não apenas às funções ecológicas desempenhadas pelas espécies, mas também com aspectos biológicos das mesmas, como fisiologia e história de vida. De maneira geral, as espécies generalistas e de rápido crescimento são melhor sucedidas do que as especialistas de metabolismo menos acelerado. Se comparados aos gêneros que apresentaram incremento na paisagem, os gêneros que declinaram possuíam, em geral, crescimento mais lento, baixos recrutamento, mortalidade natural, dispersão abiótica de sementes e capacidade fotossintética, e maiores sementes, densidade de madeira, longevidade de folhas e tolerância ao sombreamento. Ademais, mesmo dentro do grupo dos gêneros de crescimento lento, houve diferença na persistência de espécies de acordo com suas histórias de vida e ecologia. Espécies de menor porte (que ocorrem em sub dossel), cuja dispersão das sementes está associada à atuação da fauna nativa e ocorrência relacionada a áreas não antropizadas, foram pior sucedidas se comparadas às demais.

Em geral, a cascata de alterações identificadas resultaram, nos fragmentos amostrados, redução da biomassa florestal, aumento do número de clareiras, refinamento do substrato e aumento da quantidade de fragmentos de madeira em sua composição, incremento da incidência de vinhas/trepadeiras, e homogeneização de dossel. Além disso, os resultados também sugerem a diminuição do número de polinizadores e dispersores presentes nos fragmentos.

Conectividade e corredores

De acordo com Tischendorf *et al* (2000), há registro, na literatura científica, da utilização do termo “conectividade” em dois contextos distintos. O primeiro, denominado “conectividade estrutural”, diz respeito à contiguidade do habitat, ou seja, ao quão prolongado é o fragmento antes de qualquer interrupção (matriz, ou mesmo habitat qualitativamente distinto). O segundo, denominado “conectividade funcional”, está relacionado com a resposta comportamental expressa por cada espécie aos diferentes elementos da paisagem, bem como por suas variações. Assim sendo, podemos definir conectividade, na escala da paisagem, como a taxa de movimentação entre diferentes fragmentos contidos nesta, em função de aspectos inerentes 1) à estruturais da paisagem, e 2) ao uso, capacidade de movimentação e risco de mortalidade de cada táxon analisado.

Por outro lado, os corredores ecológicos são definidos como faixas estreitas e contíguas de habitat que interligam, estruturalmente, dois fragmentos anteriormente não conectados. Importante salientar que, conforme visto no parágrafo anterior, a conectividade da paisagem não está relacionada, apenas, ao seu aspecto estrutural. Ou seja, os corredores contribuem para a

conectividade da paisagem, na medida em que proporcionem, de fato, incremento na mobilidade das espécies.

Tambosi *et al.* (2013)

A busca pelos mecanismos mais relevantes na descrição dos efeitos das alterações da paisagem na biodiversidade, processos ecológicos e serviços ecossistêmicos, gerou controvérsias que precisam ser contornadas quando da proposição de metodologias para a restauração. Isso porque, via de regra, os recursos para tais ações são limitados, o que torna necessária uma análise de “custo-benefício” antes de qualquer decisão prática. Tais controvérsias giram em torno de definições cruciais, como na escolha dos locais e na escala de gestão que devem ser alvo dos esforços, quais metodologias devem ser empregadas, e até mesmo qual o foco das ações (táxons, processos e/ou serviços). Quaisquer metodologias propostas precisam se reportar diretamente a essas questões para serem bem sucedidas na contenda da gestão ambiental aplicada.

Neste sentido, Tambosi e colaboradores propuseram um plano de trabalho destinado à priorização de áreas para a restauração, considerando a estrutura da paisagem em múltiplas escalas. Para tanto, os autores classificaram as paisagens, de maneira abrangente, como áreas de baixa, média ou alta resiliência, sendo “resiliência de paisagens” definida como “*a capacidade da biota em toda a paisagem de se recuperar de perdas de espécies locais em fragmentos individuais através da imigração na escala da paisagem*” (tradução nossa). O argumento defendido propõe que, tanto as paisagens de baixa, quanto as de alta resiliência, não devem ser foco das ações de restauração. Em relação à primeira, devido ao alto grau de degradação (perda e fragmentação de habitat), são esperadas baixas taxas de biodiversidade, serviços ecossistêmicos e processos ecológicos associados, o que torna alto o custo para a recuperação dos habitat. Já para as paisagens classificadas como de alta resiliência, a retirada do foco se dá por motivos opostos! Em tese, estas áreas dispõem das condições necessárias para a restauração natural, como altos índices de biodiversidade associada, disponibilidade de habitat e conectividade, tornando desnecessário o *input* de recursos. Em assim sendo, as paisagens classificadas como de média resiliência seriam o principal foco das ações de restauração, isso porque estas teriam uma quantidade intermediária de habitat preservado e biodiversidade associada, bem como manteriam alguma conectividade. A combinação desses fatores reduz o custo necessário para aplicação das ações, bem como maximiza as chances de êxito de reflexo positivo nos parâmetros ecológicos objeto das ações.

A metodologia proposta compreende três passos essenciais: 1) Analisar a quantidade de habitat e a conectividade dos fragmentos na escala da paisagem; 2) identificar as paisagens com

resiliência intermediária, de acordo com o resultado do passo anterior; e 3) identificar quais dessas paisagens tem potencial de incremento na conectividade em uma escala maior.

Inicialmente, a paisagem é dividida em “unidades de análise” de tamanhos padronizados denominadas Paisagens Focais – PL (*Focal Landscapes – FL*), cuja área deve ser definida de acordo com a escala de efeito/influência conhecida para a biodiversidade local. Tal informação é imprescindível para a acurácia do modelo proposto, motivo pelo qual, caso ausente, deverão ser conduzidos experimentos para definir a área adequada das PF. Posteriormente cada PF deve ser analisada individualmente, sendo definido o quantitativo de habitat existente, bem como estimada a conectividade funcional entre os fragmentos.

Adiante, de acordo com o resultado das análises de quantificação de habitat e conectividade, cada PF é classificado em uma das seguintes categorias: a) fonte de biodiversidade (*biodiversity sources*), as quais podem apresentar quantidades elevadas ou intermediárias de habitat, combinada a altos índices de conectividade; b) média resiliência, apresentando, tanto habitat, quanto conectividade, intermediários; e c) baixa resiliência, que apresentam baixo quantitativo de habitat e conectividade estimada.

Por fim, para a seleção dos PF que devem ser foco das ações de restauração, são conduzidos experimentos para selecionar aqueles que apresentam maior potencial em promover a conexão entre as fontes de biodiversidade existentes na paisagem como, por exemplo, através de corredores florestais.

A análise da metodologia proposta por Tambosi *et al* (2013) sugere que, para a tomada de decisão acurada em processos de restauração ambiental, especialmente aqueles destinados a grandes áreas, serviços ecológicos e/ou processos ecossistêmicos complexos, é necessário que consideremos o aporte de dados/informações em múltiplas escalas da paisagem, incrementando o poder descritivo do modelo.

Gilbert-Norton *et al.* (2010)

Um instrumento prático de direcionamento dos esforços da restauração na implantação de áreas prioritárias é a criação de corredores ecológicos, conectando os locais de maior relevância, fontes daquilo que se pretende conservar. Isso porque a manutenção da mobilidade na paisagem, bem como do fluxo gênico entre diferentes populações, conferem, de maneira geral, maior resiliência às espécies, motivo pelo qual a utilização de corredores ecológicos tem aumentado nas últimas décadas. Contudo, uma série de perguntas foram acumuladas ao longo do tempo acerca da eficácia

de tal instrumento: os corredores ecológicos aumentam, de fato, a movimentação das espécies entre fragmentos? Há variação na eficiência dos corredores para diferentes espécies? Os resultados obtidos em experimentos controlados condizem com situações reais?

No intuito de dirimir essas questões, Gilbert-Norton *et al* (2013) realizaram uma meta-análise de 78 experimentos conduzidos em 35 estudos, cujos resultados atestaram a eficiência dos corredores ecológicos. Segundo os autores, fragmentos de habitat conectados via corredores apresentam um incremento de aproximadamente 50% nas taxas de movimentação, se comparados à fragmentos nos quais não há conexão através destes instrumentos. Os corredores ecológicos foram mais relevantes para determinar a movimentação de grupos de invertebrados, vertebrados terrestres e plantas que em grupos de aves. Ademais, a eficiência dos corredores ecológicos no aumento da movimentação das espécies não demonstrou estar relacionada com a adição de habitat à paisagem, mas sim à distância entre os fragmentos fonte e os demais, conectados ou não. Por fim, os resultados obtidos sugeriram que os corredores ecológicos naturais são eficientes na promoção da movimentação das espécies, confirmando a validade destes enquanto instrumentos de restauração voltado à conservação.

Neste contexto, as RL podem ser utilizadas como instrumento para implantação dos corredores ecológicos. Nos casos em que é necessária a recomposição/restauração da vegetação nativa, este processo pode ser realizado de maneira a promover aumento da conectividade entre fragmentos pré-existentes. Ademais, nos casos em que há vegetação nativa preservada suficiente para que sejam definidas as RL, estas podem atuar impedindo o avanço da conversão do solo em áreas estratégicas para a manutenção da conectividade. Por fim, impede salientar que a ampliação da escala de trabalho pode revelar, inclusive, a possibilidade da utilização das RL como corredores ecológicos entre fragmentos de vegetação nativa interiores e exteriores ao imóvel rural objeto de trabalho, expandindo os benefícios deste instrumento.

Haddad *et al.* (2014)

Além da necessidade de confirmação quanto a eficiência dos corredores ecológicos, questionamentos semelhantes emergiram em torno da possibilidade de que este instrumento possa apresentar efeitos negativos e indesejáveis para fins de conservação. Em estudos conduzidos por Simberloff e colegas (Simberloff & Cox 1987; Simberloff *et al.* 1992), os possíveis impactos negativos dos corredores ecológicos podem ser compreendidos em cinco categorias: 1) a dispersão de espécies antagonistas aos táxons alvos da conservação (ex: predadores, parasitas...), 2) aumento das áreas de borda e, com isso, a propagação dos seus efeitos negativos (ex: aumento da abundância de espécies

generalistas adaptadas às bordas), 3) a condução de espécies invasoras para fragmentos inicialmente livres, 4) a propagação de distúrbios nocivos (ex: fogo/queimadas), 5) a sincronização de ciclos populacionais entre subpopulações (aumentando as chances da ocorrência de efeitos negativos simultâneos, como extinção), e 6) o aumento dos casos de depressão por exogamia.

No intuito de verificar a ocorrência de tais fenômenos, Haddad *et al* (2014) realizaram uma meta-análise entre 33 (trinta e três) estudos que abordaram as cinco primeiras categorias de efeitos definidos por Simberloff e colegas, não tendo encontrado trabalhos que se debruçassem sobre a categoria “6)”. Em geral, os resultados obtidos não identificaram evidências suficientemente robustas para sustentar a relação direta entre a implantação de corredores ecológicos e os efeitos negativos listados.

De fato, mesmo que em poucos casos, apenas o aumento das áreas de borda influenciou negativamente de maneira consistente na persistência e no tamanho populacional de espécies alvo da conservação. Algumas hipóteses podem ser levantadas para explicar este resultado, como a criação de habitats atrativos para espécies antagonistas (ou mesmo competidoras generalistas mais eficientes), e a redução do percentual de área núcleo (do inglês, *core area*), expondo os indivíduos a fatores que aumentem sua mortalidade (ex: predação, caça...). Para se reportar a este problema, minimizando os efeitos de borda gerados pela implantação dos corredores, sugerimos duas formas de utilização das RL: a) aumentar a largura dos corredores, o que por sua vez reduziria a proporção perímetro/área ao longo da paisagem, e b) reduzir o contraste entre os corredores e a matriz.

Dos 17 (dezessete) estudos elencados sobre o efeito da implantação dos corredores na dispersão de espécies antagonistas, cerca de 1/3 (um terço) identificaram consequências negativas oriundas deste instrumento. Nestes casos, foram identificados redução na persistência das espécies presa (alvos da conservação), aumento da abundância de predadores ou das taxas de predação. Destes estudos, mais da metade (4 de 7) são oriundos do mesmo núcleo de pesquisa que buscou compreender a ocorrência de espécies antagonistas de plantas relevantes à restauração de uma mesma região. A implantação de corredores resultou em incremento na taxa de predação de sementes por pequenos mamíferos, bem como na persistência de parasitas dispersos por vias bióticas; diferentemente dos demais resultados, não tendo sido identificada influência nos parasitas dispersos pela ação dos ventos, na taxa de herbivoria de folhas, ou mesmo na abundância de herbívoros generalistas.

No tocante à dispersão de distúrbios nocivos e/ou espécies invasoras, os estudos analisados não demonstraram haver correspondência entre estes e à implantação de corredores. Apenas 1

(hum) dos 6 (seis) estudos acerca do tema “dispersão de espécies invasoras” demonstrou haver influência dos corredores ecológicos. Para os 5 (cinco) restantes, não foi identificada relação, uma vez que as espécies invasoras possuíam hábito generalista, estando presentes em diversos habitat e, portanto, não se beneficiando diretamente da implantação dos corredores. Já para os distúrbios nocivos, foi encontrado apenas 1 (hum) estudo que se remeteu ao tema, identificando relação direta entre a implantação de corredores e a propagação do fogo em ambientes naturais.

Em relação à “sincronização de ciclos populacionais”, foram elencados 5 (cinco) estudos sobre o tema, dos quais 3 (três) identificaram a ocorrência do fenômeno. Destes, 2 (dois) foram realizados em protozoários e com o auxílio de ecossistemas artificiais simplificados. O terceiro estudo identificou breve sincronização entre populações de plantas em suas taxas de perda de sementes por forrageamento de roedores.

Os resultado obtidos por Haddad *et al* (2014) demonstram existir pelo menos um efeito negativo que precisa ser considerado e, portanto, tratado adequadamente quando da implantação dos corredores florestais: a criação de bordas e os seus efeitos na paisagem. Quanto aos outros possíveis efeitos negativos, em virtude do baixo número de estudos que se debruçaram sobre estes, restou claro que há necessidade de que sejam realizados novos trabalhos para investigar a sua ocorrência em ambientes naturais.

Efeitos de borda

A compreensão dos efeitos da estrutura da paisagem sobre a percepção da qualidade de habitat vai além das análises sobre os fragmentos remanescentes e sobre as áreas de matriz. Outro componente (ou região) tão relevante quanto os já citados é a distribuição das áreas de borda (do inglês, *edge*). De maneira geral, podemos definir as bordas como “áreas de fronteira entre diferentes fragmentos ou tipos de cobertura numa dada paisagem” (Cadenasso *et al.*, 2003), cuja disposição pode influenciar, por exemplo, no padrão de ocupação das espécies ao longo da paisagem (Figura 2).

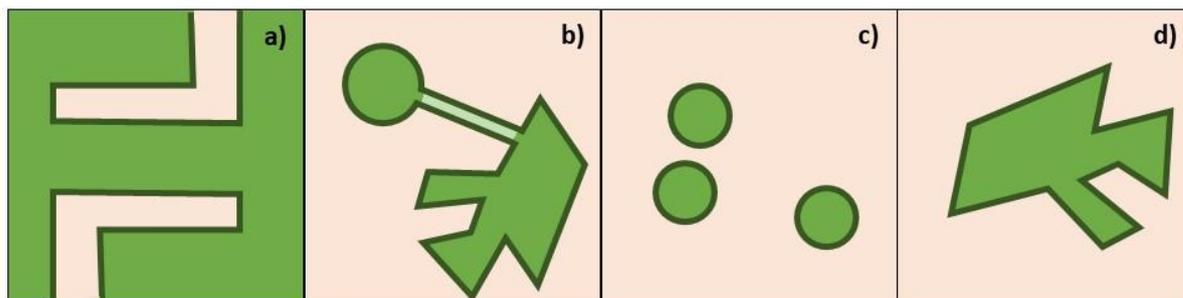


Figura 2: Situações hipotéticas que resultam na criação de bordas em fragmentos de habitat (em verde, áreas de habitat; em verde escuro, bordas; em rosa, matriz). **a)** Bordas formadas por aberturas de estradas em áreas preservadas; **b)** Bordas formadas pela criação de corredores ecológicos (em verde claro) entre fragmentos de habitat distintos; **c)** Bordas formadas em fragmentos de habitat remanescentes da conversão da cobertura do solo em áreas de pasto; **d)** Bordas formadas por supressões de vegetação aleatória ao longo do tempo.

Ries *et al.* (2004)

No intuito de compreender a influência das áreas de borda nas respostas ecológicas das espécies ao longo da paisagem, Ries *et al* (2004) realizaram uma revisão da literatura existente até então, tendo selecionado 154 trabalhos focados nos padrões de distribuição de abundância em relação às áreas de borda. Como resultado, os pesquisadores identificaram 04 (quatro) mecanismos principais que influenciariam na distribuição das espécies perpendicularmente às áreas de borda, cuja sistematização culminou na elaboração de um modelo mecanístico baseado em 1) fluxos ecológicos, 2) acesso a recursos espacialmente separados, 3) mapeamento de recursos, e 4) interações entre espécies.

Os dois primeiros mecanismos estão relacionados com o direcionamento da movimentação das espécies a partir da variação da percepção de qualidade do habitat comparada entre as áreas de borda e de interior ou núcleo (do inglês *core*).

O mecanismo relacionado ao fluxo ecológico é resultado da movimentação de organismos, matéria ou energia entre diferentes fragmentos da paisagem, cuja expressividade varia, em áreas de borda, em função do quão permeáveis estas são, podendo amplificar, atenuar ou mesmo refletir tais fluxos. Por exemplo, a estrutura vegetal/florestal das áreas de borda pode influenciar na incidência de luminosidade nos fragmentos e, conseqüentemente, nas temperatura e umidade relativa do ar da região próxima. Em outro sentido, variações na concentração de organismos, matéria ou energia em lados opostos das bordas podem resultar no estabelecimento de gradientes, que por sua vez podem exercer influência no direcionamento da disposição dos indivíduos, bem como do fluxo ecológico *per se*.

Os mecanismos relacionados ao acesso a recursos espacialmente separados podem ser influenciados pela presença de áreas de borda, uma vez que diferentes tipos de recursos podem estar

distribuídos de maneira heterogênea, ou seja, em diferentes fragmentos de habitat. Nestes casos, as áreas de borda entre fragmentos fronteiros são aquelas que exigem menor deslocamento dos indivíduos para obtenção da totalidade de recursos disponíveis na paisagem.

Os dois últimos mecanismos são mais gerais nas dinâmicas ecológicas, uma vez que suas ocorrências não estão restritas às áreas de borda. Ainda assim, são demasiadamente relevantes na compreensão da influência destas áreas na distribuição das abundâncias das espécies.

O mecanismo do mapeamento diz respeito à sobreposição das áreas de ocorrência de uma espécie com as de seu(s) recurso(s); ou seja, está relacionado com a busca de um indivíduo pela obtenção dos recursos necessários à sua subsistência. Este mecanismo é observado tanto em animais quanto em plantas, relacionando-se aos fatores bióticos e abióticos (ex.: forrageio, refúgio, fatores microclimáticos, etc.). Neste diapasão, quaisquer alterações da distribuição dos recursos em função das áreas de borda (criação, modificação, restauração) poderá influenciar na distribuição espacial das próprias espécies.

O mecanismo da interação entre espécies opera através do direcionamento da distribuição de uma a partir da localização da outra, o que está relacionado ao tipo de relação ecológica existente entre elas. Na literatura relacionada às áreas de borda, os efeitos mais estudados estão relacionados às classes de interações nas quais uma espécie é beneficiada em detrimento da outra, como nas relações interespecíficas de predação, parasitismo e herbivoria. Por outro lado, apesar de escassos, alguns estudos empíricos demonstram o direcionamento da disposição de espécies em áreas de borda em decorrência de relações mutualísticas, como polinização e dispersão de sementes, bem como de competição interespecífica.

Em suma, a interação dos quatro mecanismos acima descritos pode resultar em complexas cascatas de causalidade entre os efeitos das áreas de borda e a disposição das espécies ao longo destas regiões. Para fins de exemplificação, utilizemos o exemplo proposto pelos autores para demonstrar como estes conceitos poderiam ser utilizados:

Alterações nos níveis de luz próximos a uma borda podem aumentar a abundância de uma planta a qual, posteriormente, pode vir a ser forrageada por um inseto herbívoro. Isso pode causar uma diminuição nos competidores desse inseto e/ou um aumento na densidade local de predadores.

Em que pese ser coerente com a teoria, a proposição acima ilustra como a mera consideração destes quatro conceitos é pouco eficiente na previsão de situações reais, uma vez que a ocorrência de

todos é igualmente viável. Assim sendo, torna-se inevitável uma abordagem empírica voltada ao discernimento fático entre eles. Buscando se remeter a esta questão, Ries *et al* (2004) desenvolveram um modelo preditivo simplificado, baseado na síntese dos mecanismos descritos acima, com enfoque na qualidade do habitat e na distribuição de recursos ao longo da paisagem. Neste modelo, a qualidade do habitat é definida a partir da presença de recursos nos fragmentos. Aqueles que apresentam maior quantidade de recursos são melhor classificados, enquanto aqueles que não apresentam recursos são classificados como “não habitat”. Vejamos:

Para os casos em que houver diferença significativa entre a qualidade dos fragmentos de habitat fronteirços, a distribuição das espécies será condicionada à disposição dos recursos na paisagem. Quando os recursos motivadores estiverem presentes simultaneamente em ambos os fragmentos (recursos suplementares), a concentração de indivíduos nas áreas de borda tenderá a ser inferior que a comparada nas áreas de interior. Contudo, ainda será possível identificar a presença de indivíduos nos habitats de menor qualidade, uma vez que a disposição suplementar dos recursos pode estabelecer gradientes de concentração do mesmo, podendo direcionar indivíduos em alguma proporção (resposta transicional). Já nos casos em que há diferença na distribuição de recursos entre habitats de diferentes qualidades (recursos complementares), será observada resposta positiva dos indivíduos em relação às áreas de borda.

Nos casos em que não houver diferença significativa na qualidade dos fragmentos de habitat fronteirços, aliado a distribuição suplementar de recursos, não haverá reposta dos indivíduos em relação às áreas de borda. Contudo, caso os recursos estejam distribuídos de forma complementar, haverá a tendência de concentração dos indivíduos nas áreas de borda entre os fragmentos. De maneira similar, nos casos em que os recursos de interesse estiverem distribuídos preferencialmente ou exclusivamente nas áreas de borda, observaremos a tendência de concentração dos indivíduos ao longo destas áreas.

Em suma, o modelo preditivo sugere que, em havendo efeito das áreas de borda na disposição das abundâncias das espécies, os indivíduos 1) tendem a evitar bordas cujos fragmentos apresentam baixa qualidade, bem como 2) tendem a ocupar/utilizar as bordas para acessar recursos disponíveis nesta ou em fragmentos fronteirços.

No intuito de averiguar a eficácia do modelo proposto, Ries *et al* (2004) compararam as previsões advindas do mesmo com resultados de trabalhos conduzidos em aves, borboletas, mamíferos e plantas, tendo obtido elevados percentuais de acurácia (83%, 75%, 83% e 91%, respectivamente). Segundo os autores, as variáveis relacionadas aos erros acumulados entre

“predição VS observação” possuem diversas origens, variando desde lacunas de conhecimento inerente aos táxons trabalhados, até diferenças metodológicas entre os trabalhos analisados, sugerindo a condução de pesquisas acerca destas como um próximo passo para o incremento do poder de previsão do modelo.

Ainda no intuito de refinar o modelo preditivo, incluindo fontes esperadas de variação para as respostas obtidas, Ries *et al* (2004) identificaram quatro classes de fatores de maior relevância abordados pela literatura acerca das variações de resposta dos táxons às áreas de borda, sendo eles: orientação da borda, fatores de ordem temporal, fragmentação de habitat, e contraste entre bordas.

Os fatores de variação ligados a classe da orientação de borda estão intimamente ligados ao mecanismo basal do fluxo ecológico. Ou seja, a posição relativa das bordas em relação à fonte de matéria, energia ou organismos, pode resultar em percepções/interferências distintas de intensidade ou sentido do fluxo em regiões de uma mesma paisagem.

Já os fatores de variação temporal possuem relação com a alternância dos padrões de disposição e uso pontual dos recursos ao longo do tempo. Estes efeitos possuem caráter cíclico, podendo variar em diferentes escalas (diária, sazonal, ou mesmo anualmente). Some-se a isso eventuais atrasos de resposta inerente à táxons específicos (ex.: indivíduos sésseis), ou mesmo mudanças graduais da qualidade dos fragmentos e bordas ao longo do tempo.

A variação dos padrões de resposta da distribuição de espécies em áreas de borda, em função do contraste da matriz, diz respeito às consequências do acúmulo de discrepâncias estruturais entre as áreas de fragmento e de borda. Nesse sentido, são esperadas respostas mais discretas em regiões com pouco contraste, também chamadas de “bordas macias” (do inglês, *soft edges*), enquanto respostas mais contundentes são esperadas em regiões de maior contraste, chamadas de “bordas duras” (do inglês, *hard edges*). Tais resultados são, provavelmente, consequência da permeabilidade das bordas, principalmente em virtude de duas características estruturais: 1) diferenças nas médias de altura de dossel entre fragmentos fronteiros formadores de borda, e 2) variações na densidade vegetal/florestal dentro do mesmo tipo de borda.

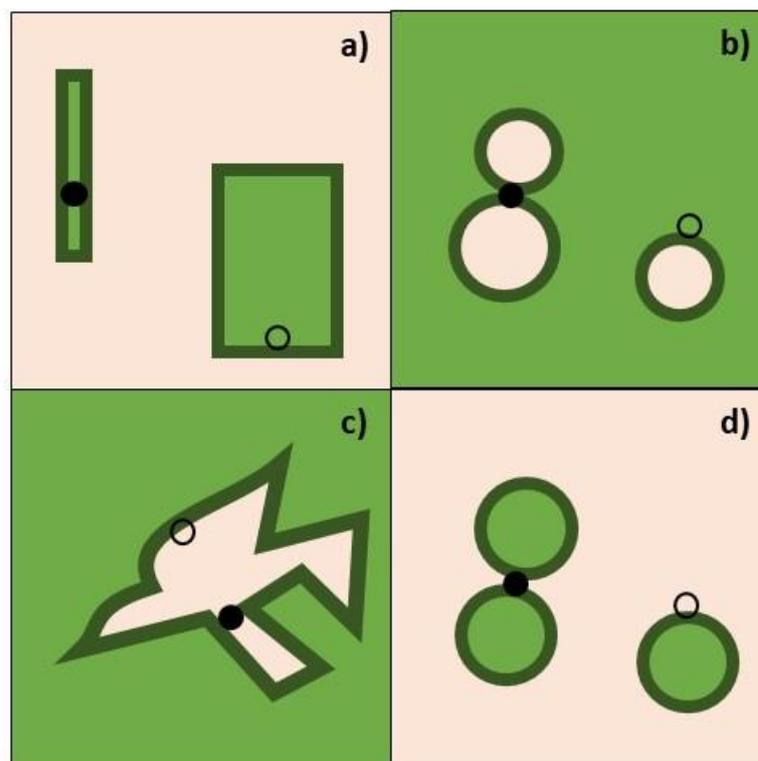
Porensky & Young (2013)

Embora o trabalho de Ries *et al.* (2004) tenha discutido em detalhes o que acontece em bordas individuais, frequentemente mais de uma borda se encontram próximas em uma paisagem. Assim sendo, e tendo em vista a ocorrência dos efeitos discutidos acima, podemos assumir que a análise dos efeitos de borda voltada aos parâmetros ecológicos da paisagem pode ser uma

importante ferramenta nas tomadas de decisão voltadas à conservação. Neste sentido, também é importante compreender em que aspectos a existência de duas ou mais bordas próximas podem afetar padrões e processos ecológicos. Compreender como áreas de borda podem influenciar a distribuição de propriedades abióticas, bem como na interação e dispersão das espécies, auxilia na compreensão das implicações estruturais e funcionais das mesmas ao longo da paisagem. Contudo, o êxito na utilização de conteúdo teórico em situações práticas pressupõe uma descrição real do cenário de aplicação. Com relação a isto, alguns estudos demonstraram empiricamente alterações nos efeitos de borda em virtude da presença ou proximidade de outras áreas de bordas. Considerando que o avanço da modificação das paisagens naturais resulta na produção de áreas cada vez mais fragmentadas, compreender os mecanismos que direcionam as interações entre bordas incrementa o arsenal teórico utilizável em situações práticas voltadas à conservação.

Neste diapasão, Porensky & Young (2013) realizaram uma revisão da literatura voltada as interações entre bordas, cujas análises resultaram na identificação das configurações espaciais das paisagens que favorecem a interação entre áreas de borda, culminando num modelo conceitual.

Com base em configurações espaciais de paisagens que possuem dois tipos de fragmentos/cobertura, quatro tipos de interações de borda: 1) interiores (do inglês, *inward*), 2) exteriores (do inglês, *outward*), 3) nucleações interiores (do inglês, *inward nucleating*), e 4) nucleações exteriores (do inglês, *outward nucleating*). Vale salientar que, nos dois primeiros casos, a interação das bordas é classificada na perspectiva da cobertura remanescente (habitat qualidade superior), enquanto nos dois últimos a lógica é invertida, sendo as interações classificadas na perspectiva da área de matriz (habitat de qualidade inferior sendo afetado pela proximidade com o habitat de qualidade superior) (Figura3).



- Zonas de maior potencial para a interação entre bordas
- Zonas de menor potencial para a interação entre bordas

Figura 3: Interações entre bordas em paisagens hipotéticas (em verde, áreas de habitat; em verde escuro, bordas; em rosa, matriz). **a)** Interações interiores; **b)** Interações exteriores; **c)** Interações de nucleações interiores; **d)** Interações de nucleações exteriores.

As interações de bordas interiores tendem a ocorrer em paisagens com predominância de matriz (habitat de qualidade inferior), nas quais os fragmentos remanescentes (habitat de qualidade superior) estão inseridos, sendo que estes apresentam dimensões tais que possibilitam a interação interna entre suas próprias bordas (ex.: fragmentos estreitos e/ou pequenos). Já as interações de borda exteriores tendem a ocorrer em paisagens com predominância de remanescentes preservados (habitat de qualidade superior), nas quais são realizadas intervenções pontuais ou longilíneas que criam fragmentos pequenos e/ou delgados, possibilitando interações externas à estes.

As interações de borda de nucleação interna tendem a ocorrer em paisagens com predominância de remanescentes preservados (habitat de qualidade superior), no interior dos quais são realizadas intervenções de modo a favorecer a interação interna entre as bordas dos fragmentos de menor qualidade. Já as interações de borda de nucleação externa tendem a ocorrer em paisagens com predominância de matriz (habitat de qualidade inferior), nas quais os fragmentos remanescentes estão distribuídos de tal forma que possibilita a interação externa das bordas de dois ou mais fragmentos, ou seja, através da matriz.

Antes de analisar e classificar os efeitos das interações entre bordas, Porensky & Young (2013) estabeleceram, através da revisão de literatura, os três parâmetros mais utilizados pela comunidade científica para descrever os efeitos de borda, sendo eles: 1) forma (do inglês, *shape*), 2) profundidade (do inglês, *depth*; também chamada de distância, ou *distance* - Harper et al. 2005), e 3) magnitude (do inglês, *magnitude*). O primeiro parâmetro diz respeito à análise da responsividade do(s) táxon(s) às áreas de borda, ou seja, se há ou não efeito de borda numa dada análise, bem como o direcionamento do efeito quando presente. Sua denominação – forma – é derivada da representação gráfica dos resultados, cuja curva pode apresentar diferentes formatos em função do comportamento da variável. A análise da profundidade é a mensuração espacial da capacidade de percolação dos efeitos de borda de uma dada região em regiões adjacentes, e pode ser entendida como a distância para dentro do fragmento até onde o efeito de borda pode ser percebido, ou seja, o conjunto de distâncias nas quais algum parâmetro ecológico difere da área nuclear do fragmento (Harper et al. 2005). Por fim, a magnitude do efeito de borda nada mais é que a medida da intensidade do mesmo, ou seja, da quantidade de modificações geradas por este ao longo da paisagem afetada.

O modelo conceitual proposto por Porensky & Young (2013) descreve de maneira objetiva os possíveis resultados, na escala da paisagem, da localização próxima de duas áreas de borda. Para isso, são realizadas três análises básicas: 1) interseção de bordas, 2) interação entre bordas, e 3) efeitos da interação.

Considerando a existência de duas áreas de borda próximas (cuja identificação pode ser facilitada através do reconhecimento das configurações espaciais favorecedoras de interação), é necessário identificar se há interseção entre suas áreas de influência, o que deve ser feito a partir da mensuração individual de suas profundidades. Caso a distância entre as bordas seja inferior ao dobro das suas profundidades medidas individualmente, haverá interseção entre elas. Posteriormente, a interação entre as bordas poderá ser verificada através da mensuração dos parâmetros de efeito (forma, profundidade e magnitude). Caso haja alteração em pelo menos um deles, haverá interação entre as bordas analisadas.

Identificada a interação entre as bordas, é necessário discernir a forma com a qual esta influencia a expressão dos efeitos existentes. Para tanto, Porensky & Young (2013) desenvolveram um vocabulário específico, competente para reunir de maneira objetiva as diferentes formas de classificação utilizadas na literatura. As interações foram classificadas como: 1) fortificadoras (do inglês, *strengthening*), 2) enfraquecedoras (do inglês, *weakening*), ou 3) emergentes (do inglês, *emergent*). As interações fortificadoras ocorrem quando a presença de uma área de borda

incrementa a intensidade dos efeitos da outra borda. Ou seja, quando há aumento dos valores individuais mensurados para profundidade e/ou magnitude. Já as interações enfraquecedoras atuam em sentido oposto, diminuindo os valores individuais mensurados para profundidade e/ou magnitude. Por outro lado, as interações emergentes atuam de maneira distinta às fortificadoras e enfraquecedoras. Nestes casos, a confirmação da interação se dá pela modificação na forma dos efeitos de borda previamente identificados. Ou seja, não se trata de variações de intensidade, e sim da natureza propriamente dita dos efeitos.

Em relação aos efeitos de borda, as RL podem ser empregadas como instrumento de controle a partir da sua utilização como forma de diminuir a “quantidade de borda” pré-existente. Por exemplo, se considerarmos fragmentos de mesma área, aquele que apresentar maior perímetro terá, necessariamente, maior quantidade de borda. Portanto, maiores serão as chances de ocorrência de efeitos deletérios desta área na biodiversidade dos fragmentos de habitat. Neste sentido, nos casos em que é necessária a recomposição/restauração da vegetação nativa, esta pode ser realizada em regiões de matriz limítrofes aos fragmentos de interesse de forma a reduzi o seu perímetro, mesmo havendo o seu aumento de área final.

Efeitos de Matriz

Kupfer *et al.* (2006)

Durante muito tempo, os efeitos causados à biodiversidade por processos de perda e fragmentação de habitats foram descritos sob uma ótica derivada da aplicação da Teoria de Biogeografia de Ilhas, proposta por MacArthur & Wilson (1967). A correlação proposta por este modelo descreve os fragmentos remanescentes como ilhas de habitat isoladas por um “oceano” de matriz inabitável, noção esta que direcionou as pesquisas sobre os efeitos do desmatamento na biodiversidade como sendo uma consequência da variação do tamanho dos fragmentos, em função das distâncias (isolamento) entre eles, influenciada por efeitos das bordas criadas/existentes.

Contudo, Kupfer *et al.* (2006) trouxeram à baila os possíveis efeitos sobre a biodiversidade resultantes da influência da matriz sobre o habitat na escala da paisagem. Como resultado, os autores propuseram a modificação do modelo conceitual proposto por Zuidema *et al.* (1996) e Lindenmayer & Franklin (2002) para a descrição dos efeitos causados pela fragmentação florestal. Nesta revisão, os autores adotaram uma análise baseada nos efeitos causados em processos naturais em virtude da alteração de padrões espaciais, com enfoque na influência das características da matriz.

Segundo os autores, os efeitos da matriz sobre as fontes de recurso da paisagem dependem do contexto em análise, estando diretamente condicionados à percepção da paisagem das espécies locais. Enquanto provedora potencial deste serviço, a matriz pode fornecer 1) área adicional para forrageio e 2) reprodução, bem como funcionar como 3) agente facilitador da imigração. Para as espécies especialistas de habitat, pequenas diferenças podem ser suficientes para que os indivíduos não reconheçam a matriz como fonte de recursos, ao contrário das espécies generalistas, que podem utilizar áreas de matriz substancialmente distintas dos remanescentes preservados. Portanto, a classificação prática de fragmentos/áreas como “remanescentes” ou “matriz” em função da sua potencial disponibilização de recursos é dependente do contexto local e da espécie ou processo de interesse, podendo não ser uma tarefa simples.

Além dos efeitos já descritos em decorrência dos processos de fragmentação e perda de habitat sobre as populações naturais, enquanto área que permeia os fragmentos remanescentes, a matriz exerce uma importante influência sobre as subdivisões populacionais existentes na paisagem. Juntamente com as bordas, a matriz pode funcionar como barreira, inviabilizando a movimentação da biota local entre os fragmentos de habitat remanescentes. Em sentido oposto, a matriz pode ainda atuar como agente facilitador da movimentação, permitindo o fluxo gênico entre populações geograficamente isoladas. Por exemplo, Renjifo (2001) (*Apud Kupfer et al, 2006*) comparou a conectividade entre remanescentes florestais em função de diferentes matrizes, sendo uma composta por plantações de espécies arbóreas exóticas, e outra composta por pastagem, tendo observado maiores valores para o primeiro caso.

De maneira similar ao processo de subdivisão populacional descrito anteriormente, a matriz pode funcionar como condutor, filtro, ou mesmo barreira de distúrbios ambientais causados às paisagens como, por exemplo, na incidência de incêndios florestais, cuja probabilidade de início e propagação estão condicionados ao tipo de modificações antrópicas realizadas na paisagem (Cochrane et al., 1999; Román-Cuesta et al., 2003, *apud Kupfer et al, 2006*).

Enquanto constituinte da paisagem, a composição da matriz influencia diretamente na regulação do microclima local através do contraste entre sua composição florestal e a dos fragmentos remanescentes. As diferenças e similaridades entre estrutura, rugosidade, reflexão da luz solar e evapotranspiração compõem importantes fatores que modificam as características microclimáticas nas bordas dos remanescentes. Destarte, a composição da matriz pode atuar como atenuador das alterações climáticas resultantes de modificação da paisagem.

A dispersão de espécies invasoras em habitats naturais é um processo que, segundo With (2002) (*apud* Kupfer *et al*, 2006) sofre influência da estrutura da paisagem e, portanto, da fragmentação. Neste estudo, foi identificado que, por diversos processos, a estrutura da paisagem influencia tanto a capacidade de dispersão das espécies invasoras, quanto a permeação a estes movimentos por parte das comunidades nativas. Muitos dos processos envolvidos com tais alterações sofrem influência direta da conformação da matriz, que por sua vez pode apresentar caráter similar ao descrito para os efeitos de subdivisão de população e distúrbios ambientais, servindo de condutor, filtro ou barreira para movimentação das espécies invasoras. Aliado a isso, estudos tem demonstrado que diversas espécies exóticas invasoras respondem positivamente à fragmentação devido a fatores como 1) alta capacidade de dispersão, e 2) comportamento generalista em relação à seleção de habitat (Bazzaz, 1986; Usher, 1988; Rejmánek & Richardson, 1996; *apud* Kupfer *et al*, 2006).

A natureza e a forma com a qual são realizadas as atividades humanas nas áreas de matriz também podem resultar em diferentes impactos sofridos nos remanescentes florestais distribuídos na paisagem. Em locais cuja modificação foi motivada para localização de habitações, as principais pressões observadas serão advindas de fontes sonoras e de luminosidade, bem como por atividades recreacionais e introdução de animais domésticos. Já em locais cuja modificação foi motivada pelo uso agrícola, as atividades mais impactantes terão relação com a caça, a obtenção de lenha e as queimadas (acidentais ou como metodologia para preparo do solo). Em ambos os cenários descritos, a maior concentração de atividade tende a ocorrer nas áreas de borda dos fragmentos remanescentes.

De acordo com o modelo proposto, o modo e a intensidade com os quais a matriz exerce os efeitos acima descritos é consequência da interação de três características/propriedades básicas: extensão, contraste e recuperação.

A extensão da área ocupada pela matriz está diretamente relacionada à intensidade com a qual os processos oriundos desta atuam sobre a configuração da paisagem. Neste sentido, paisagens predominantemente preenchidas por habitat sofrem pouco ou nenhum efeito significativo da matriz adjacente. Ou seja, quanto menor a proporção da matriz em relação aos remanescentes, menor a sua contribuição sobre os processos que ocorrem na escala da paisagem.

O contraste existente entre os fragmentos remanescentes e a matriz é o fator que define as funções potencialmente desempenhadas por esta. Geralmente, as diferenças analisadas dizem respeito à estrutura/composição vegetal e podem influenciar tanto na percepção do habitat, quanto na movimentação dos táxons. No primeiro caso, as diferenças existentes definem, para cada táxon, se

há ou não possibilidade de ocorrência e, em caso positivo, a forma como se dá a utilização da matriz (ex.: refúgio e/ou forrageio). Em relação às influências na dispersão, a matriz pode atuar como barreira intransponível (restringindo toda a movimentação entre os remanescentes), condutora (facilitando a movimentação entre os fragmentos), fonte (ou *source*, servindo como área da qual são recrutados os indivíduos que se movimentam em direção aos remanescentes), ou sumidouro (do inglês *sink*, recebendo indivíduos originários dos remanescentes como destino final).

A capacidade de recuperação da matriz está relacionada com a perpetuação dos seus efeitos na escala temporal. Enquanto certas paisagens apresentam matrizes estáticas, ou seja, com modificações de caráter permanente (ex.: núcleos urbanos e/ou industriais consolidados), outras podem apresentar matrizes oriundas de modificações temporárias (ex.: áreas convertidas para usos agrossilvipastoris). Nestes casos, quer seja via restauração ativa ou regeneração natural, os processos de sucessão ecológica/florestal resultam no resgate de características perdidas devido aos processos de modificação antrópica. Ou seja, em havendo capacidade de recuperação, o papel exercido pela matriz varia em função do tempo, uma vez que, em função do tempo, também variam as suas características (extensão e contraste).

Por tudo quanto exposto por Kupfer *et al* (2006), podemos assumir que a análise sobre os efeitos da fragmentação limitada a uma perspectiva centrada nas modificações sofridas pelos remanescentes florestais, exclui as contribuições dos processos sediados na matriz, resultando numa análise simplificada da paisagem (focada na análise de métricas de tamanho e distância entre fragmentos). Numa abordagem mais integrada, que incorpora os efeitos da matriz como potencial fonte de habitat e/ou recursos, bem como agente que interfere na transmissão/condução de espécies e/ou efeitos, a paisagem passa a ser encarada como um mosaico resultante da variação de gradientes de qualidade de hábitat.

Driscoll *et al.* (2013)

A continuidade dos estudos acerca dos efeitos da matriz aplicados à conservação produziu dados suficientes para que Driscoll *et al* (2013) propusessem um modelo conceitual, resultado da análise e síntese de 100 (cem) trabalhos relacionados à influência da matriz em táxons dependentes de remanescentes. Este modelo apresenta uma base conceitual que vai ao encontro de muitos dos conceitos propostos por Kupfer *et al* (2006), porém estabelece as relações entre causa e consequência de maneira distinta, através da existência de 3 (três) classes de efeitos gerais, modificadas por 5 (cinco) “dimensões de influência”. Segundo os autores, os efeitos exercidos pelas matrizes nas espécies dependentes de remanescentes se manifestam, basicamente, através das

alterações 1) dos padrões de movimentação e dispersão, 2) da disponibilidade de recursos, bem como 3) da interação com os fatores abióticos.

Em diapasão com o quanto proposto por Kupfer *et al* (2006), a movimentação dos indivíduos na paisagem é diretamente influenciada pela matriz, que pode atuar como condutora (permeabilidade total), filtro (permeabilidade seletiva) ou barreira (não permeável). Enquanto fonte de recurso, a contribuição da matriz varia para cada táxon, podendo atuar como 1) habitat pleno, no qual a espécie busca tanto refúgio quanto área de forrageio, ou apenas como 2) área de forrageio, mantendo as demais atividades nos fragmentos remanescentes. As diferenças estruturais produzidas entre a matriz e os remanescentes durante o processo de conversão do uso e cobertura do solo resultam em impactos microclimáticos localizados. Tais impactos dizem respeito às alterações de características abióticas do meio como, por exemplo, aumento da incidência de luz e da ação de ventos, variações da temperatura e humidade relativa do ar, dentre outras. Em decorrência de tais efeitos, dois padrões de resposta são, geralmente, observados: 1) desfavorecimento de espécies que dependem dos fragmentos remanescentes (sensíveis às áreas de bordas), e 2) favorecimento de espécies invasoras (adaptadas às áreas alteradas).

O refinamento do modelo proposto por Driscoll *et al* (2013) é dado pela modulação da expressão dos três efeitos acima descritos através do que os autores chamaram de “dimensões de influência”, sendo elas: 1) variações de qualidade da matriz na escala espacial; 2) quantidade relativa da matriz em relação aos remanescentes; 3) variações das características da matriz na escala temporal; 4) longevidade e respostas demográficas das espécies às variações da matriz na escala temporal; e 5) adaptação das espécies às influências das matrizes. As três primeiras dimensões estão enraizadas em características que são intrínsecas ao domínio da matriz *per se*, enquanto as duas últimas dizem respeito àquelas intrínsecas à biota associada.

Em muitos casos, a matriz objeto das análises não é homogênea. Nesse sentido, as variações de qualidade (ou seja, de características que podem ser tanto positivas quanto negativas) podem resultar na expressão de padrões de movimentação que favorecem fluxos de emigração e/ou imigração específicos em relação aos remanescentes, independente das características intrínsecas destes fragmentos. Ademais, tais variações de qualidade podem influenciar, também, na disposição dos recursos utilizados ao longo da matriz, direcionando a movimentação das espécies dentro desta. A heterogeneidade da matriz pode ainda resultar em alterações microclimáticas regionalizadas e, conseqüentemente, manifestações distintas dos efeitos de borda.

Outro fator preponderante é a dimensão espacial da matriz, ou seja, a extensão da área ocupada por ela na paisagem. Em relação à dispersão dos indivíduos, o aumento da quantidade de matriz pode resultar no aumento da distância entre os remanescentes, o que por sua vez pode impactar na ocupação dos fragmentos, bem como em suas dinâmicas populacionais. Além disso, o aumento da quantidade de matriz pode resultar no incremento de recurso para os táxons dependentes dos remanescentes, resultando na movimentação destes para forrageio nas áreas de matriz, efeito este denominado *spillover* (do inglês “transbordamento”). Em sentido oposto, o aumento da escala da matriz também pode resultar no aumento das populações de táxons especialista de matriz (tanto predadores quanto presas), o que por sua vez pode incrementar o efeito de transbordamento destes para dentro dos fragmentos remanescentes. Estudos relacionados aos efeitos da interação entre a dimensão espacial da matriz e fatores abióticos são incipientes. Contudo, alguns trabalhos demonstraram a existência da influência tanto de pequenos intervalos criados em remanescentes florestais a partir da implantação de estradas, resultando em alterações de temperatura, luminosidade, altura e cobertura de dossel (Delgado *et al*, 2007; *apud* Driscoll *et al*, 2013), quanto de intervalos maiores através da incidência de queimadas associadas ao uso antrópico da terra próximo a áreas florestadas na Amazônia (Cochrane *et al*, 2009; *apud* Driscoll *et al*, 2013).

Finalizando as dimensões de influência enraizadas em características intrínsecas da matriz, Driscoll *et al* (2013) trazem a ideia de que tanto dimensão quanto qualidade variam ao longo do tempo. Ou seja, o grau de influência da matriz sobre os táxons de interesse pode variar apenas em função de como ela se apresenta/encontra num dado momento. Fatores como 1) o emprego de diferentes tipos de culturas e cultivos ao longo da matriz, 2) variações climáticas sazonais, 3) sucessão ecológica em áreas não mais manejadas, 4) alterações na própria composição das comunidades locais, dentre outros, alteram tanto a percepção de qualidade, quanto a extensão propriamente dita da matriz e, portanto, a forma como esta influencia a expressão dos padrões de movimentação dos táxons, disposição de recursos e fatores abióticos.

As duas últimas dimensões de influência sobre os três efeitos centrais da matriz estão relacionadas às características da biota associada, uma relacionada com a velocidade de resposta, e outra com a adaptabilidade às mudanças.

A velocidade de resposta de uma dada espécie às alterações da paisagem pode ser inferida através da sua taxa de dispersão associada ao seu histórico de vida. Espécies que apresentam baixa taxa de dispersão, e/ou ciclos reprodutivos sazonais fixos, e/ou baixo rendimento reprodutivo, e/ou baixas taxas de crescimento populacional, são pouco eficientes no aproveitamento de mudanças

abruptas ou de curta duração. Outro fator relevante neste aspecto é o grau de especialização relacionada à obtenção de recursos. Espécies que apresentam dietas generalistas tendem a ser mais eficientes no aproveitamento de novos recursos disponibilizados na paisagem. Contudo, nos casos em que tais mudanças resultam numa alteração gradual do padrão de recursos disponíveis, aqueles que apresentam especializações na obtenção destes insumos podem substituir os generalistas ao longo do processo de modificação da paisagem.

Por fim, consideremos que, tal qual a matriz, as formas com as quais as espécies associadas respondem aos efeitos desta também variam ao longo do tempo. Tais variações se dão em função do grau de plasticidade morfológica, comportamental e evolutiva inerente a cada táxon. Por exemplo, em um trabalho que comparou a variação morfo-comportamental em uma espécie de borboletas em função do grau de fragmentação da paisagem, Merckx & Van Dyck (2006) (*apud* Driscoll *et al*, 2013) identificaram que, em indivíduos adultos, tanto as estruturas associadas ao voo, quanto os padrões de dispersão, foram influenciados pela estrutura da paisagem na qual se desenvolveram. Neste diapasão, a persistência das espécies na paisagem será decorrente do quão benéfica sejam tais alterações. Por exemplo, se a taxa de extinção local é elevada, alterações da matriz que resultem no aumento da capacidade de dispersão serão benéficas aos táxons sensíveis. Contudo, caso a taxa de mortalidade associada à dispersão for elevada, alterações da matriz que resultem no aumento na capacidade de dispersão serão prejudiciais.

O uso do modelo conceitual proposto por Driscoll *et al* (2013) traz objetividade às análises dos efeitos da matriz sobre a biodiversidade, auxiliando na compreensão dos riscos e benefícios associados à gestão destas áreas. Num contexto em que as matrizes rurais estão em constante transformação, compreender as relações existentes entre as alterações realizadas e os efeitos resultantes constitui uma ferramenta complementar na tomada de decisão no âmbito da gestão ambiental aplicada aos fragmentos de habitat que compõem as RL.

Conclusões

Em relação aos fragmentos de habitat, reunimos evidências teóricas e empíricas suficientes para demonstrar os efeitos nocivos, tanto da fragmentação, quanto da perda de habitat, para a manutenção da biodiversidade, processos ecológicos, e serviços ecossistêmicos. Neste sentido, mais relevante que adotar um único arcabouço teórico para nortear entendimentos pessoais ou institucionais na definição das RL, é discernir dentre o conteúdo existente aquele que mais se adequa ao caso concreto.

Além disso, a literatura consultada indica que a matriz exerce forte influência na distribuição de fatores bióticos e abióticos ao longo das paisagens. Desta forma, podemos concluir que existem fatores extrínsecos aos fragmentos de habitat que podem influenciar direta e indiretamente na variação da biodiversidade dentro destes. Portanto, durante o processo de definição das RL, é necessário que o olhar dos profissionais responsáveis seja estendido para fora do fragmento alocado.

De maneira geral, a redução da perda de habitat (ou seja, da descaracterização de paisagens naturais para uso humano) é a forma mais eficaz de se reduzir a perda e atuar na manutenção dos processos ecológicos, serviços ecossistêmicos, biodiversidade, sustentabilidade e do habitat *per se*. Portanto, num contexto em que existe habitat em abundância na paisagem, mais importante que focar em conectividade, é garantir que as RL sejam compostas por fragmentos preservados (manutenção) e/ou configurações espaciais que minimizem os efeitos nocivos das áreas de borda e matriz sobre estes fragmentos (restauração).

Contudo, num cenário em que os fragmentos de habitat preservados são reduzidos, e a restauração em larga escala não é uma opção viável (pela ausência de mecanismos naturais, legais, ou ainda pela inviabilidade econômica), é imprescindível que os recursos disponíveis sejam empregados de forma a maximizar os resultados pretendidos para a conservação. Norteados por este objetivo, é necessário identificar os locais que mais serão beneficiados pela restauração, tanto pela recomposição ativa da estrutura vegetal observada nos remanescentes próximos, quanto pelo (re)estabelecimento da conectividade funcional entre estes fragmentos. Nesse sentido, as RL podem ser utilizadas como forma de gerir a configuração espacial da paisagem, atuando como instrumento prático para o direcionamento dos esforços/recursos destinados à restauração de áreas prioritárias através de corredores ecológicos. Apesar de criarem novas áreas de borda, os corredores ecológicos são eficientes na promoção de conectividade ao longo da paisagem, podendo mitigar os danos ambientais causados pelos efeitos da perda e da fragmentação de habitats.

Para incremento geral das ações propostas, é importante destacar a execução de duas ações:

1) Controlar os efeitos de borda existentes, uma vez que estes podem ser magnificados, tanto pelo aumento da fragmentação, quanto pela interação entre as próprias áreas de borda na paisagem;

2) Incrementar as ações de monitoramento das áreas recuperadas (ex.: reservas legais e passivos ambientais), e/ou objeto de ações destinadas à conservação (ex.: unidades de conservação, reservas legais, passivos ambientais, etc.), uma vez que há evidências empíricas da existência de um grande retardo temporal na manifestação de impactos ambientais.

Considerando a riqueza de dados teóricos e empíricos existentes, os quais podem servir de subsídios para a elaboração de modelos tão complexos quanto desejado/necessário, e em razão da altíssima demanda de trabalho/análise que recai sobre os órgãos responsáveis pela gestão ambiental em todas as esferas da administração pública nacional, é imperativo que busquemos estabelecer metodologias objetivas e eficientes de trabalho. Neste sentido, o processo de alocação de RL aparece como uma oportunidade real para que os órgãos gestores possam pôr em prática os conceitos reunidos no presente trabalho. Contudo, é evidente a necessidade de novos estudos destinados à compilação do conhecimento existente, que resultem em metodologias de trabalho suficientemente detalhadas (específicas para o contexto baiano), trazendo segurança na tomada de decisão, sem que tornem suas aplicações inexequíveis.

Bibliografia

- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.
- CADENASSO, M. L., PICKETT, S. T. A., WEATHERS, K. C., & JONES, C. G. (2003). A Framework for a Theory of Ecological Boundaries. *BioScience*, 53(8), 750. doi:10.1641/0006-3568(2003)053[0750:affato]2.0.co;2.
- Driscoll, D. A., Banks, S. C., Barton, P. S., Lindenmayer, D. B., & Smith, A. L. (2013). Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(10), 605–613.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515.
- Fahrig, Lenore & Triantis, Kostas. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*. 40. 10.1111/jbi.12130.
- Fundação SOS Mata Atlântica, 2017. Relatório Anual. Em: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/10/AF_RA_SOSMA_2017_web.pdf.
- Fundação SOS Mata Atlântica, 2018. Relatório Anual. Em: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/11/RA_SOSMA_2018_DIGITAL.pdf.
- GILBERT-NORTON, L., WILSON, R., STEVENS, J. R., & BEARD, K. H. (2010). A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3), 660–668.
- HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., DAMSCHEN, E. I., EVANS, D. M., JOHNSON, B. L., LEVEY, D. J., ... WELDON, A. J. (2014). Potential Negative Ecological Effects of Corridors. *Conservation Biology*, 28(5), 1178–1187.
- Haddad, N. M., et al. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:e1500052. doi: 10.1126/sciadv.1500052.
- HARPER, K. A., MACDONALD, S. E., BURTON, P. J., CHEN, J., BROSOFSKE, K. D., SAUNDERS, S. C., ... ESSEEN, P.-A. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768–782.
- KLINK, Carlos A.; MACHADO, Ricardo B. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.
- Kupfer, J. A., Malanson, G. P., & Franklin, S. B. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 8–20.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ribeiro, J. E. L. S., Giraldo, J. P., ... D'Angelo, S. (2006). Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(50), 19010–19014.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1963) An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17, 373–387.

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Martin, C.A. An early synthesis of the habitat amount hypothesis. *Landscape Ecol* 33, 1831–1835 (2018). <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0716-y>.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? *Conservação e Natureza*, v.8, n.1, 2010 (no prelo).

Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

Observatório do Código Florestal, 2019. Análise e Validação do CAR no Estado da Bahia. Disponível em < <http://observatorioflorestal.org.br/wp-content/uploads/2019/10/diagnostico-bahia-v01.pdf>>.

Porensky, I. M., & Young, T. P. (2013). Edge-Effect Interactions in Fragmented and Patchy Landscapes. *Conservation Biology*, 27(3), 509–519.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021.

Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 491–522.

Sarewitz, D., 2004. How science makes environmental controversies worse. *Environ. Sci. Policy* 7, 385–403.

SOS Mata Atlântica, 2018. Relatório Anual 2018. Disponível em <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/07/RA_SOSMA_2018_DIGITAL.pdf>. Acesso em 06/dezembro/2019.

Tambosi, L. R., Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., & Metzger, J. P. (2013). A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restoration Ecology*, 22(2), 169–177.

Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19. doi:10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x.

Villard, M.-A., & Metzger, J. P. (2014). REVIEW: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 309–318.