

Outubro de 2016.

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS COM ALTO POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA BASEADA NA CHANCE DE DISPERSÃO DE SEMENTES

CONTRATANTE: AGROICONE LTDA

CONTRATADA: ECONNECTA SOLUÇÕES AMBIENTAIS

Como citar este relatório: Pinto, F.; Niebuhr, B.B.S.; Ribeiro, J.W.; Ribeiro, M.C. 2016. Identificação de áreas com alto potencial de regeneração natural: uma proposta metodológica baseada na chance de dispersão de sementes. Relatório técnico, Rio Claro-SP, Outubro de 2016.

Equipe e responsabilidades: *Coordenação executiva:* D^{ra}. Flavia Pinto – LEEC/UNESP; *Coordenação de Ecologia de Paisagem e proposta de abordagem de execução:* Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro - LEEC/UNESP; *Especialistas em SIG e organização de bases geográficas:* John Wesley Ribeiro; *Análises de priorização:* D^{ra}. Flávia Pinto; *Modelos ecológicos de fauna frugívora:* Doutorando Bernardo B. S. Niebuhr e Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro; *Modelagem e simulação:* John W. Ribeiro e Bernardo B. S. Niebuhr e *Supervisão de execução e acompanhamento:* Arnaldo Carneiro e Karine Machado Costa.

1. SUMÁRIO EXECUTIVO

No presente documento descrevemos o método desenvolvido pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação – LEEC (UNESP-Rio Claro) para identificar áreas com alto potencial de regeneração natural. Foi considerada a estrutura espacial dos remanescentes florestais nas paisagens, associada à chance de dispersão de sementes pela fauna frugívora. Para isso, utilizamos como base o mapa de uso e cobertura da terra para o estado de São Paulo. Embora os modelos produzidos sejam capazes de prever o potencial de regeneração em diferentes usos do solo, o produto final é apresentado para as áreas de pastagens que, no caso específico do Estado de São Paulo, representam as principais oportunidades para regeneração natural.

Para a produção dos modelos, partimos do pressuposto de que o sucesso da regeneração natural é fortemente influenciado pela dispersão potencial de sementes, e que essa dispersão é por sua vez influenciada pela paisagem. No contexto deste projeto, adotamos que a regeneração natural é definida como o processo de reestabelecimento do sistema florestal sem a mediação humana, a partir da dispersão de sementes realizada pela fauna frugívora em uma área completamente desflorestada. Consideramos então a premissa de que a estrutura espacial das paisagens onde os remanescentes de floresta estão inseridos, determina a chance de dispersão de sementes, sendo que o tamanho dos fragmentos e a conectividade entre eles os principais fatores que influenciam a regenerabilidade das matrizes de pasto.

Duas estratégias foram utilizadas para inferir o potencial de regeneração a partir de dois modelos: 1) um baseado apenas na estrutura da paisagem e sua relação com a capacidade de dispersão da fauna como uma consequência da proximidade de fragmentos florestais, sendo que o tamanho dos fragmentos influencia no processo (**Estratégia 1**); e 2) considerando a movimentação da fauna frugívora de maneira explícita, simulando como a fauna utiliza e interage com a paisagem durante seu deslocamento e, como consequência, determinando os locais com maior probabilidade de dispersão das sementes (**Estratégia 2**). Para essa segunda estratégia adotamos que a intensidade de movimentos de fauna frugívora nos raios de 250 m 500 m determinam a chance potencial de regenerabilidade.

Consideramos que quanto maior a chance de dispersão de sementes determinada pela estrutura da paisagem e movimentação da fauna, maior a chance de sucesso da regeneração natural. Como consequência menor seriam os custos econômicos empregados no processo de restauração e o tempo de regeneração dessas áreas.

Uma estratégia de identificação de paisagens prioritárias para a adoção de uma política de incentivo a regeneração natural é proposta, sendo apresentados resultados para a **Estratégia 1**, que representa a estratégia menos conservadora por considerar apenas a estrutura da paisagem determinando o processo de dispersão de sementes. Para a priorização, assumimos uma relação positiva entre a adoção de políticas de incentivo à regeneração natural na paisagem em relação aos seguintes aspectos: 1. A chance de regeneração natural determinada pela chance de dispersão esperada pela configuração da paisagem; 2. A cobertura de florestas na paisagem; 3. A proporção de pastagens disponíveis para regeneração.

Nossas estimativas indicam que a grande maioria do estado de São Paulo (76%) possui capacidade de regeneração natural de extremamente baixa a baixa. Essas áreas concentram-se no planalto ocidental e na depressão periférica, região produtora de cana-de-açúcar, com baixa proporção de remanescentes florestais na paisagem.

Segundo esse cenário, 20% do estado pode ser caracterizado como paisagens com alta a extremamente alta chance de regeneração natural das pastagens existentes, representando um estoque de áreas de 1.325.479 ha com grande chance de sucesso de implantação de uma política de restauração de pastagens baseada na regeneração natural de baixo custo.

Metade desse estoque de áreas concentram-se no Corredor Mantiqueira-Paranapiacaba (CMP), que representa 20% da área de São Paulo, mas concentra 41% das florestas e 20% das pastagens existentes no estado. Selecionando apenas paisagens com alta chance de regeneração natural e mais de 30% de pastagens (ideal para agrupar propriedades em políticas setoriais de incentivo), o corredor possui 268.213 ha de áreas de pasto com altas chances de regeneração natural. Este estoque representa 89% da meta de áreas a serem restauradas até 2020, estabelecida pelo governo de São Paulo durante a COP21.

Ainda que essa priorização seja aqui apresentada apenas para a **Estratégia 1**, o mesmo pode ser realizado para as outras estratégias, o que poderia gerar cenários mais conservadores ou focados em processos específicos, como a formação de corredores de ecológicos para promover a dispersão da fauna entre remanescentes florestais.

2. BASE CONCEITUAL

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E REGENERAÇÃO DE AMBIENTES NATURAIS

A restauração ambiental compreende um conjunto de técnicas que visam a restituição de um ecossistema ou população silvestre degradada a uma condição mais próxima do original (Palmer et al. 2006). Iniciativas de restauração vêm sendo desenvolvidas em diferentes países com diferentes contextos, tanto para fins de preservação do patrimônio natural, como para a manutenção de serviços ecossistêmicos (Palmer et al. 2006, Crouzeilles et al. 2016).

A regeneração natural – processo também conhecido como restauração passiva – é um dos métodos mais utilizados para restauração de ecossistemas, uma vez que mostra-se como uma solução economicamente viável quando a disponibilidade de recursos financeiros é reduzida (FAO 2006). Essa regeneração consiste na colonização e na sucessão natural de indivíduos vegetais que foram dispersos e se estabelecem em uma área abandonada (Benayas et al. 2008). Tal técnica pode se mostrar tão eficiente quanto a restauração ativa – plantio de indivíduos, geralmente arbóreos, feitos pelo homem – (Bullock et al. 2002, Benayas et al. 2008, Campoe et al. 2010). Em determinadas condições, a regeneração passiva pode ter resultados mais rápidos em ecossistemas tropicais como a Mata Atlântica.

Todavia, a eficácia com que ocorre a regeneração natural é bastante variável – há áreas onde ocorre a recuperação da biomassa e da composição de espécies em poucas décadas, enquanto outras áreas se mantêm apenas nos estados iniciais de regeneração (Holl 2012). Assim, mostra-se essencial compreender quais os fatores influenciam o processo e a taxa de regeneração natural.

FATORES QUE AFETAM A REGENERAÇÃO NATURAL

O tipo de uso da terra que antecede a regeneração natural têm uma influência direta na qualidade e no tempo de regeneração (Silva et al. 2016): em áreas agropastoris abandonadas na Costa Rica, por exemplo, plantações de café sombreadas foram tão eficientes como pastos abandonados em recuperar a estrutura e a riqueza de espécies vegetais (em aproximadamente 40 anos), ainda que produzam maior biomassa. Por outro lado, em culturas de cana de açúcar abandonadas raramente foi observada algum grau de regeneração (Zimmerman et al. 2007). Mesmo em áreas com o mesmo uso da terra, o tipo de manejo também influencia na regeneração: em pastos abandonadas na região central da Amazônia a taxa de regeneração era inversamente proporcional à intensidade de uso da terra (Ganade 2007). Estas diferenças de uso e do manejo da terra são consequências de mudanças em condições abióticas como a temperatura, o regime de água e a luminosidade, alteradas pelas culturas (Holl 2012).

Outros fatores abióticos também afetam a regeneração e a resiliência natural das áreas, sendo que solos mais férteis, temperaturas mais altas e baixas altitudes beneficiam o processo de regeneração (Holl 2012). Além disso, a composição das



comunidades locais no entorno das áreas regeneradas também influencia a taxa de regeneração devido, sendo alguns positivos (chance de chegada de propágulos de diferentes espécies) ou negativos, como a presença de espécies invasoras, herbivoria de plântulas e predação de sementes (Cole 2009, Holl 2012).

A DISPERSÃO DE SEMENTES COMO AGENTE DE REGENERAÇÃO

A dispersão de sementes é um fator essencial na dinâmica populacional de plantas e consequentemente em processos de regeneração natural, sendo até seis vezes mais eficaz em manter o fluxo gênico entre populações vegetais do que a dispersão do pólen (Bacles et al. 2006).

Apesar de existirem diversos agentes responsáveis pela dispersão de sementes, como o vento, a água e a gravidade, em regiões tropicais mais de 90% das árvores são dispersadas por animais (Ganade 2007). Como consequência, o aumento na abundância de frugívoros tende a aumentar a diversidade de sementes, aumentando a chance de regeneração (Pejchar et al. 2008, Uriarte et al. 2011, McConkey et al. 2012 - premissa 2). No entanto, as interações entre plantas e frugívoros não se resumem apenas a uma relação entre diversidade de frugívoros e plantas: além de muitas vezes existirem processos espécie-específicos de dispersão (Fenner 2000, Farwig & Berens 2012), animais diferentes são capazes de dispersar sementes diferentes e em distâncias diferentes. Mamíferos e aves de grande porte, por exemplo, são essenciais para a dispersão a longas distância e de sementes grandes (Jordano et al. 2007, Galetti et al. 2013).

INFLUÊNCIA DA PAISAGEM NA DISPERSÃO E NA REGENERAÇÃO NATURAL

Em paisagens fragmentadas, aves e morcegos mostram-se como os animais mais importantes em processos de regeneração pela dispersão de sementes, uma vez que a estrutura de ambientes agropastoris impõe menos barreiras a esses animais que para outros mamíferos (Ingle 2003). As características dessas paisagens afetam os padrões de abundância e diversidade desses animais e, consequentemente, o potencial da regeneração da paisagem.

Diversos estudos mostram que a quantidade de habitat na paisagem e o tamanho da área dos fragmentos florestais são variáveis fundamentais para compreender a ocorrência de frugívoros responsáveis pela dispersão de sementes, uma vez que sua redução acarreta no decréscimo da riqueza e abundância dessas espécies (Pardini et al. 2010, Uriarte et al. 2011, McConkey et al. 2012, Martensen et al. 2012, Muylaert et al. 2016). Em paisagens com porcentagens médias de vegetação esta redução ocorre de forma linear, porém, abaixo de uma certa porcentagem (entre 30 e 45%), ocorre um decréscimo abrupto da diversidade da fauna (Andrén 1994, Muylaert et al. 2016). Esta queda abrupta é consequência do aumento do isolamento entre fragmentos em áreas com grande grau de fragmentação: à medida que se diminui a quantidade de habitat nativo na paisagem, o habitat natural tende a se dividir em fragmentos menores, que tornam-se cada vez mais isolados, nos quais é mais difícil a fauna persistir (Andrén 1994, Fahrig 2003).

O aumento da distância entre remanescentes de habitat nativo dificulta a movimentação de frugívoros entre fragmentos, o que reflete diretamente no potencial de dispersão de sementes e no potencial de regeneração. Dessa forma, a distância entre o fragmento fonte da dispersão e a área de regeneração afeta diretamente o potencial de regeneração de uma área, sendo que quanto maior a distância entre eles menor tende a ser a abundância e riqueza de sementes (Cubiña & Aida 2001, Uriarte et al. 2011, McConkey et al. 2012, Silva et al. 2016).

Uma vez que as características dos frugívoros influenciam diretamente na capacidade de dispersão, seja pela distância que percorrem ou pela capacidade de se locomover em diferentes ambientes, as distâncias de dispersão de sementes a partir da borda de uma área fonte podem variar desde poucos metros (Ganade 2007, Cubiña & Aida 2001) até quilômetros (Bacles 2006, Jordano et al. 2007, Pereira et al. 2003). Em ambientes temperados, por exemplo, pequenos animais dispersam sementes em média até 250 m das áreas fonte e grandes dispersores até entre 650 m e 700 m (Jordano et al. 2007).

A **Figura 1** sintetiza como o conhecimento descrito anteriormente a respeito da ecologia de paisagens e ecologia da dispersão de sementes foi traduzido em premissas utilizadas na primeira abordagem de modelagem de chance de dispersão de sementes aqui utilizada.

FIGURA 1. Premissas do modelo teórico de regeneração com base na chance de dispersão de sementes considerando a estrutura espacial da paisagem.

	<p>Referencial teórico</p> <p>O tamanho do fragmento influencia positivamente na abundância e riqueza de frugívoros</p>	<p>Referências</p> <p>Andrén 1994 Banks-Leite et al. 2014 Dias et al. 2015 Fahrig 2003 Martesen et al. 2012 Muylaert et al. 2016 Niebuhr et al. 2015 Pardini et al. 2010</p>
	<p>Em paisagens/fragmentos com maior abundância e riqueza de frugívoros, o fluxo de sementes é maior e a chance de deposição de sementes para além das bordas do fragmento é maior</p>	<p>Galetti et al. 2013 McConkey et al. 2012 Jordano et al. 2007 Uriarte et al. 2011</p>
	<p>O tamanho dos remanescentes tem efeito sobre o potencial de deposição de sementes nas posições vizinhas aos remanescentes e varia com a posição na área de pastagem em relação a esses remanescentes</p>	<p>Benitez-Malvido 1998 Cramer et al. 2007 McConkey et al. 2012 Rabello et al. 2010 Uriarte et al. 2011</p>
	<p>A chance de deposição de sementes na matriz é maior em locais próximos a fragmentos florestais, e diminui com a distância da borda desses fragmentos</p>	<p>Bacles et al. 2006 Comita et al. 2014 Cramer et al. 2007 Jordano et al. 2007 McConkey et al. 2012 Silva et al. 2016 Uriarte et al. 2011 Wright e Duber 2001 * Figura cedida por E. Hasui, UNIFAL</p>

3. OBJETIVO

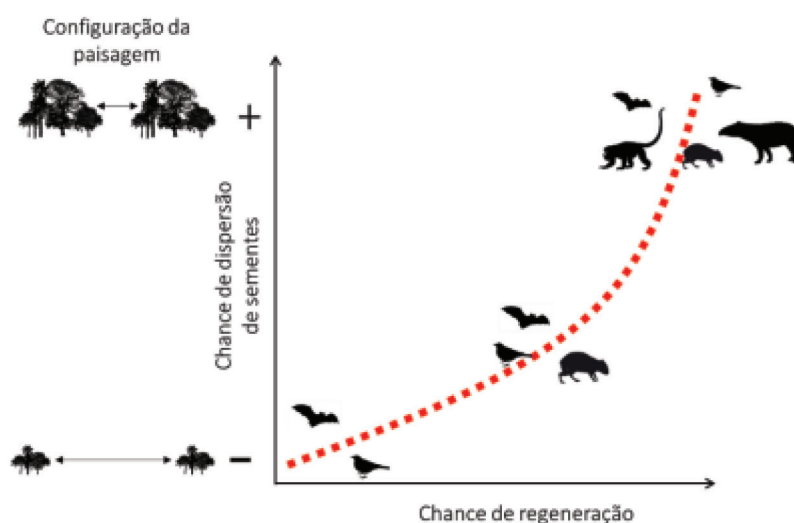
O presente documento tem por objetivo apresentar a metodologia desenvolvida para identificar áreas com maior potencial de regeneração natural de ambientes florestais. Tomou-se por base que a estrutura espacial de remanescentes de floresta associada influencia a chance de dispersão de sementes pela movimentação da fauna frugívora pela paisagem. Os métodos desenvolvidos são aplicados sobre um mapa de uso e cobertura da terra para o estado de São Paulo, levando em consideração o conhecimento teórico existente (**Figura 1**).

A regeneração natural é aqui definida como o processo de re-estabelecimento do sistema florestal em uma área completamente desflorestada para uso agropecuário, e para tal re-estabelecimento consideramos os processos naturais de regeneração a partir da dispersão de sementes realizada pelos frugívoros. Constitui assim o processo de regeneração espontânea e, uma vez que a atividade antrópica tenha cessado e não haja outras fontes de degradação atuando sobre a região (p.ex. erosão do solo e ocorrência de queimadas), o custo econômico de regeneração pode ser mínimo.

PREMISSA

O objetivo principal foi a seleção de paisagens cuja estrutura espacial apresenta maior chance de regeneração florestal via dispersão de sementes. Consideramos a premissa de que quanto maior a chance de movimentação da fauna frugívora entre os remanescentes florestais, maior será a dispersão de sementes determinada pela configuração da paisagem e o potencial de regenerabilidade de uma área (**Figura 2**). Consequentemente, as paisagens cuja configuração espacial aumenta a chance de regeneração natural pela movimentação da fauna, diminui os custos e o tempo de regeneração das áreas antropizadas abandonadas.

FIGURA 2. Premissa adotada no método de inferência da chance de regeneração a partir da dispersão de sementes considerando a influência da estrutura da paisagem sobre a chance de dispersão de sementes na paisagem.



Para alcançar o objetivo proposto, integramos variáveis e processos essenciais para o sucesso da regeneração natural da paisagem, tendo como base a dispersão de sementes em paisagens antropizadas, que são:

1. A quantidade de remanescentes de floresta e de pastagens abandonadas na paisagem;
2. A chance de dispersão de sementes determinada pela estrutura espacial da cobertura e uso da terra; e
3. A capacidade de movimentação de diferentes grupos funcionais de aves frugívoras dispersoras de sementes dentro das paisagens.

EFEITO DA ESTRUTURA ESPACIAL DA PAISAGEM NA DISPERSÃO DE SEMENTES

Na **ETAPA 1** produzimos um cenário de chance de dispersão de sementes nas áreas antropizadas a partir da relação entre o tamanho dos fragmentos florestais e a capacidade de dispersão de diferentes grupos de dispersores. Entretanto, a abordagem considera a estrutura da paisagem e sua relação com a capacidade de dispersão da fauna de maneira indireta, por meio da extrapolação de padrões ecológicos observados (**Figuras 1 e 2**). Essa abordagem será doravante denominada de **Estratégia 1**.

De maneira geral, considerando apenas a estrutura da paisagem, a quantidade de florestas e o tamanho dos fragmentos florestais influenciam onde as sementes consumidas pela fauna são distribuídas pela paisagem. Considera-se que quanto maior o tamanho dos fragmentos e sua proporção na paisagem, maior a abundância de frugívoros e maior a incidência de animais dispersores de longa distância; consequentemente, maior tende a ser a distância de dispersão de sementes observada em relação à borda dos fragmentos (**Figura 1**).

Além disso, quanto maior o isolamento dos fragmentos de floresta dentro da paisagem, menor é a deposição e a distância de dispersão de sementes dentro e fora do fragmento. Por suas características de distribuição de habitat e de abundância de dispersores, paisagens mais conectadas tendem a apresentar chance de chuva de sementes mais altas e, portanto, maior probabilidade de regeneração natural desempenhada pela fauna frugívora (**Figura 1**).

EFEITO DA MOVIMENTAÇÃO DOS FRUGÍVOROS NA CHANCE DE DISPERSÃO DE SEMENTES E IDENTIFICAÇÃO DE CORREDORES DE FAUNA

Na **ETAPA 2** produzimos dois cenários de chance de dispersão de sementes nas áreas antropizadas considerando explicitamente a movimentação da fauna frugívora. A base para esses cenários é a simulação de indivíduos frugívoros se movimentando e dispersando pela paisagem. A partir desse processo, é possível entender por onde

a fauna tende a se movimentar e dispersar eventualmente as sementes, definindo, consequentemente, quais são os locais com maior potencial de regenerabilidade. Essa abordagem será aqui denominada **Estratégia 2**.

O processo natural de dispersão de sementes realizada pela fauna frugívora é adotada nesse método como uma forma de potencializar e acelerar o processo de regeneração natural que ocorre associado às manchas de floresta remanescentes na paisagem. Uma vez que a configuração da paisagem está diretamente relacionada ao processo de dispersão de sementes realizado pela movimentação da fauna frugívora dentro da paisagem, ela pode funcionar como uma assinatura espacial da capacidade de regeneração natural por dispersão de sementes em áreas antropizadas. Portanto, dependendo das características biológicas da fauna e da configuração espacial da paisagem, seria possível prever quais regiões são mais propícias para a ocorrência de regeneração natural. No entanto, a probabilidade de regeneração natural desempenhada por frugívoros irá depender da abundância das populações locais existentes e, portanto, há maior incerteza na ocorrência de regeneração a partir desses processos.

Levar em conta as características da paisagem e a maneira como a fauna frugívora interage com ela, também pode auxiliar na determinação das rotas mais prováveis de deslocamento da fauna dentro da paisagem, determinando prováveis corredores de dispersão. Nessa etapa modelamos a chance de regeneração pela chuva de sementes produzida pela movimentação de indivíduos frugívoros, o que culminará no desenho de rotas de dispersão entre remanescentes florestais (corredores ecológicos funcionais).

Dois cenários de simulação da movimentação da fauna foram produzidos, considerando que a escala espacial que os frugívoros influenciam e por onde dispersam sementes é de 250 m e 500 m ao redor de suas localizações simuladas.

COMPARAÇÃO DOS CENÁRIOS DE CHANCE DE DISPERSÃO DE SEMENTES E IDENTIFICAÇÃO DAS PAISAGENS PRIORITÁRIAS PARA REGENERAÇÃO FLORESTAL

Na **ETAPA 3** foi realizada uma comparação entre as estratégias de chance de deposição de sementes produzidos nas Etapas 1 e 2. Exemplificamos uma maneira de priorização para o cenário apresentado na Etapa 1, que modela a chance de deposição de sementes baseada na estrutura dos remanescentes florestais. Para a identificação e priorização das paisagens pelo seu potencial de sucesso do processo de regeneração natural, foi considerada a cobertura de florestas e pastagens na paisagem, além da chance de dispersão de sementes inferida pelo método adotado.

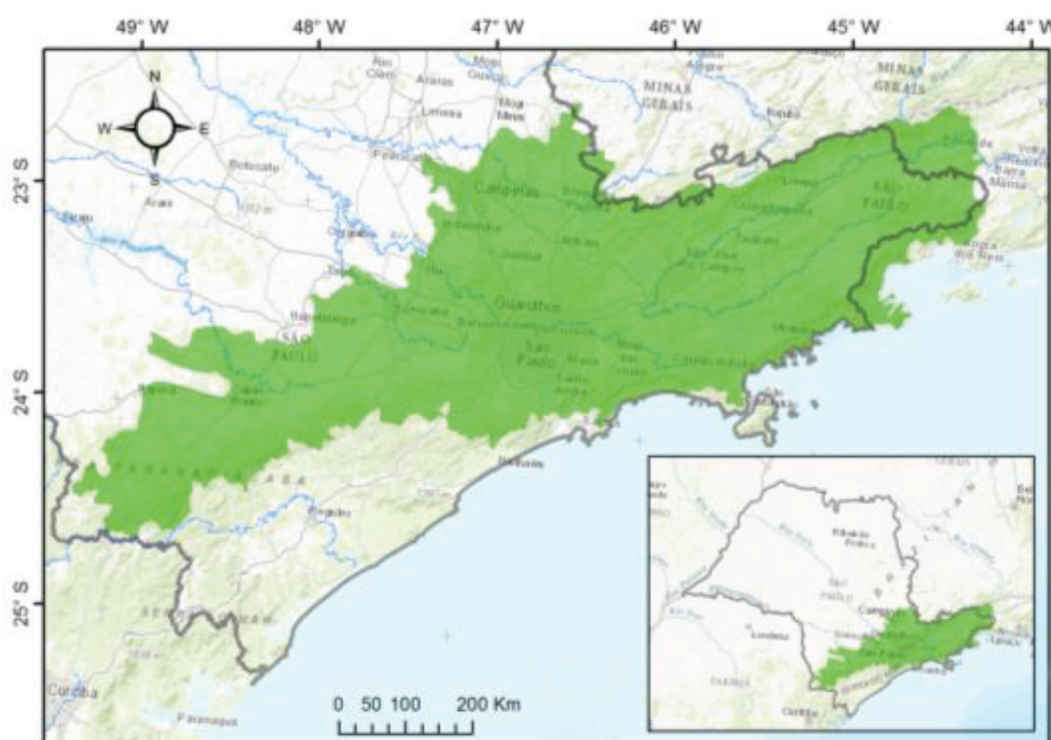
A base teórica e o detalhamento de cada uma das etapas é apresentada na descrição do método empregado em cada etapa.

4. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo para a avaliação do método proposto restringe-se ao estado de São Paulo, com foco maior na região do corredor Mantiqueira–Paranapiacaba, dentro do Bioma Mata Atlântica (**Figura 3**). A região originalmente era coberta por floresta estacional semi-decidual e floresta ombrófila densa, e atualmente está entre as regiões mais conservadas da Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009). Entretanto, essas áreas apresentam-se com grandes oportunidades para a restauração, uma vez que muitas áreas foram desmatadas, e encontram-se atualmente com elevadas quantidades de pastagens.

Considerando uma mobilidade potencial da fauna de cruzar 100 metros entre remanescentes, a região totaliza mais de 2,8 milhões de hectares conectados, se considerados os estados vizinhos (Ribeiro et al. 2009). Os remanescentes apresentam fragmentos com tamanho médio superior a 100 ha, com efeito de borda variável, porém sempre com grande chance de se identificar áreas bem conservadas (>50% de floresta nas sub-bacias; ou fragmentos > 500 ha), as quais podem ser consideradas áreas fontes de biodiversidade e de propágulos para regeneração das pastagens vizinhas, sejam por dispersão por frugívoros, ou mesmo a partir de dispersão anemocórica ou autocórica.

FIGURA 3. Localização da área de estudo referente ao Estado de São Paulo (detalhe) e região de interesse do Corredor Mantiqueira-Paranapiacaba (CMP).



5. PREPARAÇÃO DAS BASES DE USO DO SOLO

Duas informações de cobertura e uso do solo foram essenciais para desenvolver as análises propostas: o mapa de remanescentes florestais e o mapa de cobertura de pastagens (geralmente plantadas com espécies exóticas).

MAPA DE REMANESCENTES FLORESTAIS

O mapa de remanescentes florestais utilizado foi produzido pela Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável - FBDS, a partir de imagens *RapidEye* de 5m de resolução espacial, e contempla os 645 municípios do estado de São Paulo. A classe "formação florestal" deste mapeamento foi utilizada como o mapa base de remanescentes florestais.

MAPA DE PASTAGENS

O mapa de cobertura de pastagens foi produzido pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG) para o ano base 2014 ([link: https://www.lapig.iesa.ufg.br/drive/index.php/s/hFaxAh9euMVy8Pi](https://www.lapig.iesa.ufg.br/drive/index.php/s/hFaxAh9euMVy8Pi)).

O mapa refere-se à áreas de pastagem e solo exposto e foi produzido por segmentação de cenas Landsat 8 OLI para áreas maiores que 6,25 ha. O valor médio de NDVI (banda SWIR1 e Blue) foi calculado para cada segmento. Posteriormente as imagens foram fatiadas (*Density Slice*) para posterior seleção/mapeamento das áreas de pastagem e inspeção visual, utilizando como mapeamento auxiliares o Canasat (2014), imagens Landsat 8 (períodos chuvoso e seco), FBDS (Vegetação natural), uso da terra para o estado de São Paulo (Agrosatelite), SOS Mata Atlântica (Atlas de Remanescentes Florestais), *Global Forest Watch (Tree Plantations)*, Censo Agropecuário de 2006 e Pesquisa Pecuária Municipal - IBGE (2014).

O mapa de cobertura de pastagens foi utilizado para extrair, para todos os cenários de dispersão, a chance de dispersão de sementes em áreas de pastagens. Também foi utilizado como base para inferir o percentual de cobertura de pastagens por paisagem e por município. Na tabela de atributos dos produtos gerados é possível obter a área e a proporção das pastagens inferidas pelo LAPIG 2014 e a área de pastagens produzida pelo mapa concatenado de uso do solo. Em 2014 foi estimada uma cobertura de 5.292.260 ha de pastagens para o estado de São Paulo, aproximadamente 21% da sua área de cobertura.

MAPA DE USO DO SOLO

Na fase inicial deste projeto um mapa de uso do solo foi produzido combinando-se as melhores informações de uso do solo existentes para a área de estudo. O objetivo foi o de quantificar os diferentes usos de solo nas paisagens estudadas, mas também obter um mapa de cobertura de pastagens para a obtenção dos valores de chance de dispersão de sementes nessa classe de uso do solo. Até então o mapa de cobertura de pastagens de 2014 não havia sido disponibilizado e o mapa de pastagens adotado foi a versão 2010, também produzida pelo LAPIG.

São descritos a seguir os procedimentos que foram utilizados para a obtenção do mapa concatenado de uso do solo, que foi utilizado para obter a proporção da cobertura de cada classe de uso do solo nas paisagens e municípios incorporado nos produtos enviados.

No mapa da FBDS a classe “área antropizada” foi detalhada com mapeamentos de cobertura e uso do solo produzido por outras instituições, principalmente do mapeamento produzido a partir de imagens Landsat (30 m de resolução espacial) pela Agrosatelite referente às classes: agricultura, água, cana-de-açúcar, citricultura, floresta plantada e pastagem. Embora este mapeamento cubra grande parte da área do estado, ele não inclui o uso e cobertura nas Áreas Protegidas (incluindo as APAs) e superestima as áreas de floresta (classe remanescentes de vegetação nativa) em relação ao mapeamento da FBDS. Essas áreas sem classificação produzidas pela concatenação dos dois mapas foram detalhadas com outras classificações existentes para o estado de São Paulo.

Parte da área foi detalhada com o próprio mapeamento da FBDS para as classes formação não florestal, silvicultura, água, área edificada e área urbana (**Figura 4**). As áreas restantes sem classificação de uso foram detalhadas pelos seguintes mapeamentos, por ordem de prioridade: 1) Uso e cobertura do solo do Bioma Cerrado do INPE (TerraClass); 2) Plantações de cana-de-açúcar do INPE; 3) Florestas plantadas do *World Research Institute – WRI*; 4) Áreas de agricultura anual do INPE; e 5) Áreas de pastagem compiladas pelo LAPIG-UFG de 2010 (**Figura 4**). Após a concatenação dos mapas de uso, as áreas não cobertas pelos mapeamentos citados foram consideradas como provável área de pastagem. No entanto, este método pode ter superestimado as áreas de pastagem em detrimento de outros usos.

A **Tabela 1** traz o detalhamento de cada base de dados utilizada e a **Tabela 2** traz a contribuição de cada base de dados para o detalhamento do uso do solo no estado de São Paulo. Apenas o mapeamento de agricultura anual do INPE não contribuiu para o detalhamento do uso da terra na região das APAs, sendo excluído da análise. O mapeamento da Agrosatélite, na resolução de 30 m, contribuiu com 58% do mapeamento final do uso da terra no estado e foi aquele que mais contribuiu no mapeamento das áreas de pastagem (30%). A cobertura total de pastagens estimadas foi de 35% da área do estado, subindo para 41% quando somadas as áreas de pastagens inferidas (~6%) pelo método adotado.



FIGURA 4. Sequência de produção do mapa de cobertura e uso do solo para o estado de São Paulo. **1)** Mapa de uso e cobertura da FBDS sem a classe “área antropizada” (em branco). **2)** Detalhamento do mapa anterior com as classes de uso do mapa da FBDS (formação não florestal, silvicultura, água, área edificada e área urbana) e da Agrosatelite (agricultura, água, cana-de-açúcar, citricultura, floresta plantada e pastagem). Preenchimento das áreas sem classificação no mapa anterior com os mapas de **3)** Uso e cobertura do solo do Bioma Cerrado do INPE (TerraClass); **4)** Plantações de cana-de-açúcar do INPE; **5)** Florestas plantadas do World Research Institute – WRI; **6)** Áreas de Agricultura anual do INPE; e **7)** Áreas de pastagem compiladas pelo LAPIG-UFG de 2010. **8)** As áreas sem classificação de uso do solo restantes foram classificadas como pastagens. O uso de ferramentas de processamento de preenchimento dos shapefiles com a classe de uso do solo vizinha não foi possível devido aos erros topológicos existentes nessa base.

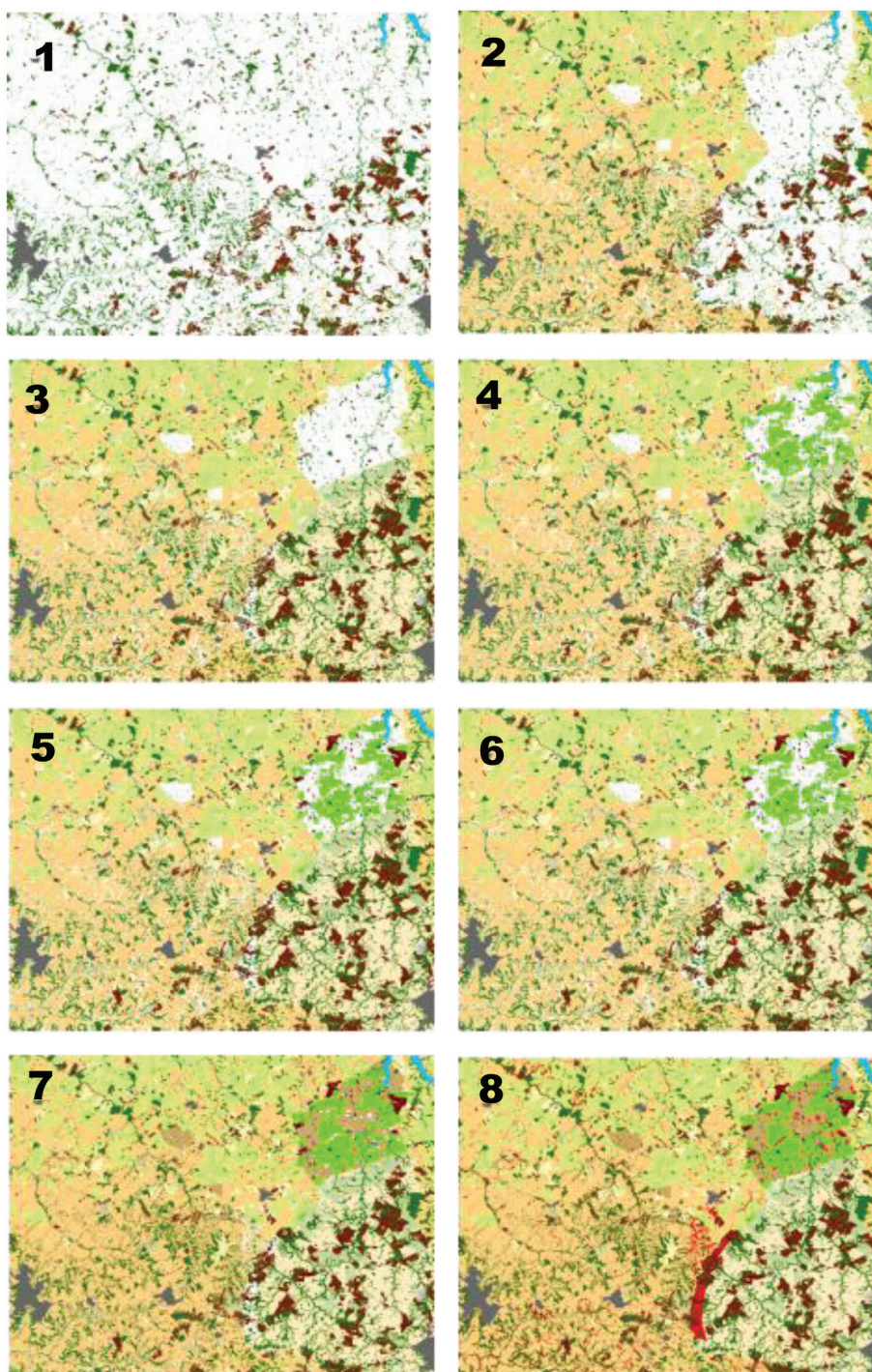


Tabela 1. Lista de bases cartográficas utilizadas para gerar os mapas de cobertura.

Projeto/Instituição	Ano	Mapeamento	Extensão	Sensor	Resolução	Fonte
CANASAT/INPE	2014	Plantações de cana de açúcar	São Paulo	Landsat, CBERS e Resourcesat-1	30 m	AGROICONE
TerraClass/INPE	2011	Culturas anuais de algodão, arroz, milho e soja, cultivados em larga escala	Brasil	MODIS	250 m	AGROICONE
MMA/INPE/EMBRAPA/UFU/UFU/IBAMA	2013	Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado - TerraClass	Bioma Cerrado	LANDSAT 8	30 m	http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/download.php
WRI - Global Forest Watch	2013-2014	Cobertura de florestas plantadas	Brasil	LANDSAT	30 m	http://www.globalforestwatch.org/
AGROSATELITE	2013-2014	Uso e cobertura do solo exceto Áreas protegidas (UC e TI)	São Paulo	LANDSAT	30 m	AGROICONE
Lab. de Processamento de Imagens e Geoprocessamento – LAPIG/UFU	2010	Mapeamento de áreas de pastagem, a partir de compilação de dados TerraClass Amazon; Funcate; PROBIO; Canasat e TNC	Brasil	Mosaico de várias fontes	30 a 250 m	http://maps.lapig.iesa.ufg.br/
Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável - FBDS	2002-2014	Uso e cobertura do solo	São Paulo	RapidEye	5 m	AGROICONE

Tabela 2. Contribuição das bases de dados para a classificação do uso e cobertura do solo no Estado de São Paulo. Proporção da área quantificada inicialmente pela área de cada classe original proveniente dos mapeamentos.

Origem	Classe original	Reclassificação	Área (ha)	%
AGROSATELITE	Agricultura	Agricultura	689.148,1	2,8
AGROSATELITE	Água	Água	16.120,1	0,1
AGROSATELITE	Cana	Agricultura	5.623.084,3	22,7
AGROSATELITE	Citricultura	Agricultura	322.406,7	1,3
AGROSATELITE	Floresta plantada	Silvicultura	190.881,2	0,8
AGROSATELITE	Mancha urbana	Urbano	14.653,8	0,1
AGROSATELITE	Pastagem	Pastagem	7.487.692,9	30,2
AGROSATELITE				57,8
FBDS	Água	Água	630.191,8	2,5
FBDS	Áreas edificadas	Urbano	751.029,0	3,0
FBDS	Formação florestal	Floresta	4.737.959,2	19,1
FBDS	Silvicultura	Silvicultura	851.937,1	3,4
FBDS	Formação não florestal	Vegetação não florestal	107.556,6	0,4
FBDS				28,5
TERRAClass	Urbano	Urbano	8.818,6	0,0
TERRAClass	Agricultura anual	Agricultura	11.988,8	0,0
TERRAClass	Agricultura perene	Agricultura	267.621,3	1,1
TERRAClass	Água	Água	5.370,8	0,0
TERRAClass	Mineração	Outros usos	468,1	0,0
TERRAClass	Mosaico de ocupações	Outros usos	15.769,0	0,1
TERRAClass	Não observado	Outros usos	995,1	0,0
TERRAClass	Natural	Vegetação não florestal	368.685,3	1,5
TERRAClass	Outros	Outros usos	173,1	0,0
TERRAClass	Pastagem	Pastagem	448.685,9	1,8
TERRAClass	Silvicultura	Silvicultura	44.618,9	0,2
TERRAClass	Solo exposto	Outros usos	2.036,5	0,0
TERRAClass	Urbano	Urbano	11.860,1	0,0
TERRAClass				4,8
CANASAT	Cana	Agricultura	42.291,9	0,2
WRI	Silvicultura	Silvicultura	26.647,7	0,1
LAPIG	Pastagem	Pastagem	677.373,8	2,7
SEM CLASSE	SEM CLASSE	Pastagem inferida	1.454.714,4	5,9
Pastagens			8.613.752,6	34,7
Pastagens inferidas			1.454.714,4	5,9
TOTAL			23.356.065,8	100

ETAPA 1 – Cenário de chance de dispersão de sementes considerando a estrutura espacial da paisagem

MODELO TEÓRICO – ESTRATÉGIA 1

Para simular o potencial de regeneração natural com base na deposição zoocórica de sementes em uma abordagem de paisagens, partiu-se de quatro pressupostos, já apresentados anteriormente:

- O tamanho do fragmento influencia positivamente na abundância e riqueza de frugívoros;
- Em paisagens/fragmentos com maior abundância e riqueza de frugívoros, o fluxo de sementes é maior e a chance de deposição de sementes para além das bordas do fragmento é maior;
- O tamanho dos remanescentes tem efeito sobre o potencial de dispersão de sementes das posições vizinhas aos remanescentes e varia com a posição na área de pastagem em relação a esses remanescentes;
- A chance de deposição de sementes na matriz é maior em locais próximos a fragmentos florestais, e diminui com a distância da borda desses.

Como partiu-se da premissa de que o tamanho do fragmento influencia no padrão de chuva de sementes, os fragmentos florestais foram divididos em classes de tamanho, que correspondem a intervalos que compreendem uma determinada abundância e composição de fauna. As classes de tamanho foram: (i) até 10 ha (< 10), (ii) entre 10 e 25 ha (10 - 25), (iii) entre 25 e 50 ha (25 - 50), (iv) entre 50 e 250 ha (50 - 250), e (v) maiores que 250 ha (> 250).

Para representar o potencial de regeneração das áreas de pastagens considerando a chance de deposição de sementes na matriz ao redor de fragmentos florestais de diferentes tamanhos e em diferentes distâncias, utilizamos uma distribuição Weibull modulada pela abundância de frugívoros no fragmento. A distribuição Weibull é uma função de densidade de probabilidade, e portanto atribui a cada distância em relação à borda do fragmento uma probabilidade de deposição de sementes. Ao multiplicar essa densidade de probabilidade por um valor relativo à abundância de frugívoros, tem-se, de maneira geral, a chance potencial de deposição de sementes em cada local da matriz.

A distribuição Weibull é definida por dois parâmetros: forma (k) e escala (λ). A forma das distribuições foi mantida fixa e igual a 1, o que representa uma curva que decai monotonicamente com a distância da borda do fragmento (é equivalente a uma distribuição exponencial). Já o parâmetro de escala controla quão rápido a curva decai com a distância. As curvas de potencial de regeneração natural com base na chance de deposição de sementes, C(d,T), foram definidas como:

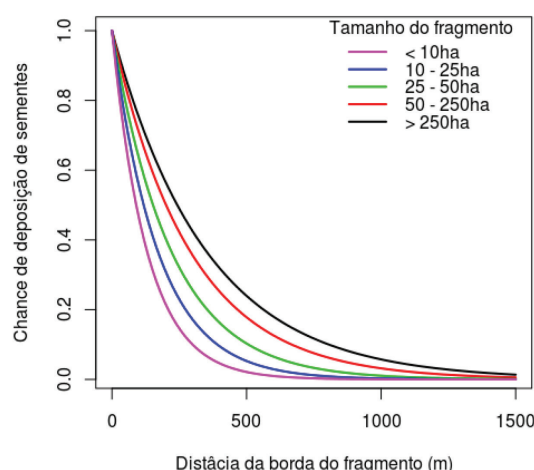
$$C(d, T) = A_T \frac{1}{\lambda_T} e^{-d/\lambda_T}$$

Nessa relação, a chance de deposição de sementes tem amplitude de 0 a 1 (0 a 100%) e varia de acordo com a distância do fragmento, d , e o tamanho do fragmento considerado como fonte potencial, T . Os dois parâmetros da função, que dependem do tamanho do fragmento, são: AT , o parâmetro relativo à abundância de frugívoros; e λT , a escala da função, maior quanto maior a distância a que é provável que as sementes sejam depositadas (o que ocorre em fragmentos maiores). Para cada classe de tamanho de fragmento considerado, esses dois parâmetros foram ajustados de maneira que (i) a chance de deposição nas imediações do fragmento fosse igual e equivalente a 100%, independente da classe de tamanho do fragmento, e (ii) a chance de deposição de sementes em uma distância limite fosse aproximadamente 0,05 (5%). A distância limite representa a escala de mobilidade da avifauna frugívora e dispersora de sementes presente nos fragmentos de diferentes tamanhos. A relação de classes de tamanho de fragmento, de escalas de mobilidade da fauna para cada classe, bem como os parâmetros escolhidos para a função, são apresentados na **Tabela 3**. Uma representação gráfica dessas funções é apresentada na **Figura 5**.

Tabela 3. Parâmetros utilizados para calcular a probabilidade de dispersão de sementes de acordo com o tamanho do fragmento.

Tamanho do fragmento (ha)	Distância limite/ escala de mobilidade (m)	Parâmetros	
		AT	λT
< 10	350	130	130
10 - 25	500	170	170
25 - 50	650	220	220
50 - 250	850	290	290
> 250	1000	350	350

Figura 5. Curvas de chance de deposição de sementes em função da distância do fragmento em relação à matriz, para diferentes classes de tamanho de fragmento dos fragmentos-fonte.

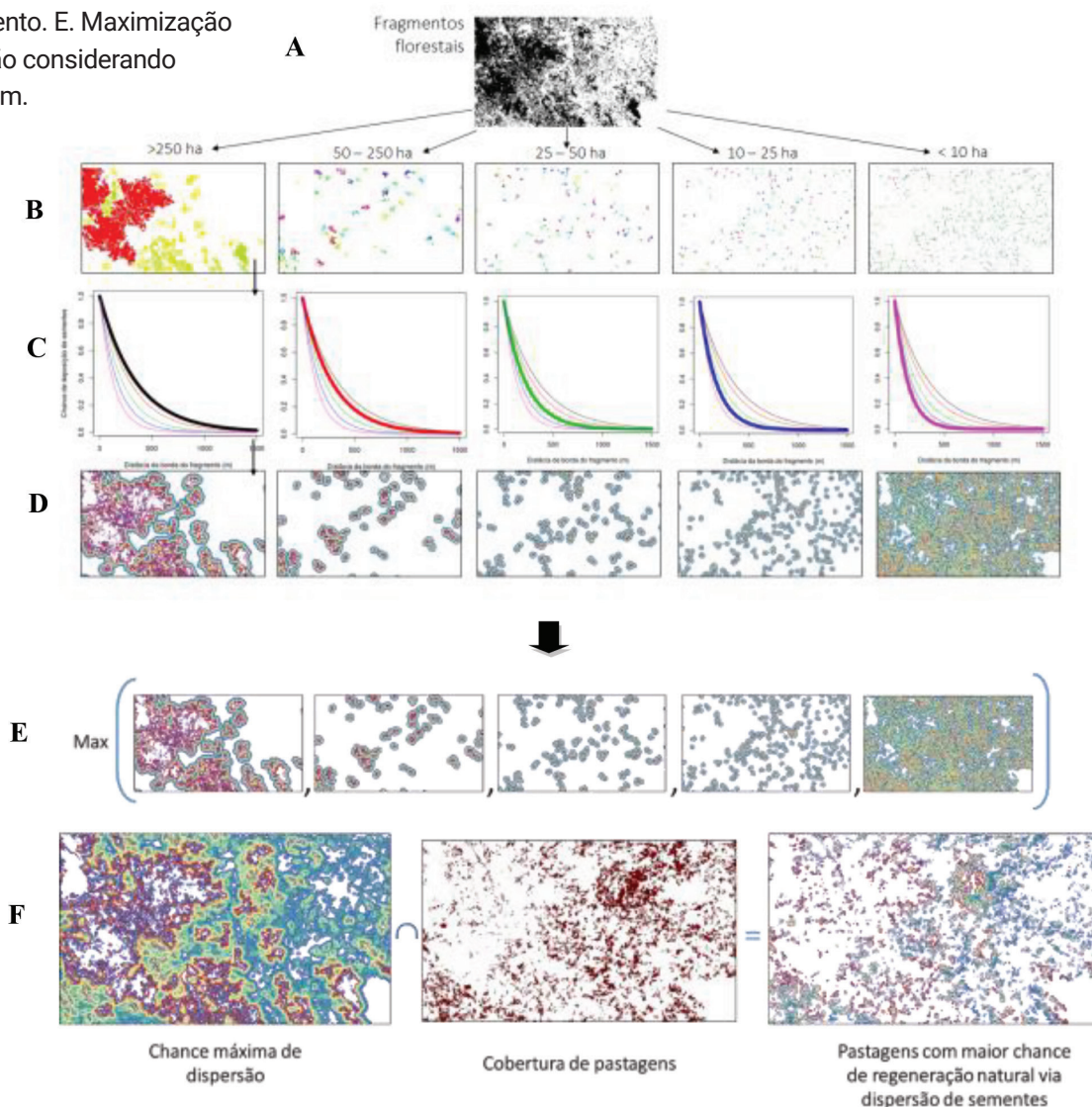


MAPAS DE POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL COM BASE NA CHANCE DE DEPOSIÇÃO DE SEMENTES

O mapa de chance de deposição de sementes foi baseado no mapa de florestas descrito nos passos anteriores. Para o processamento dos dados e o cálculo das métricas da paisagem que serviram como base para a geração do mapa, foi utilizado o software livre GRASS GIS (GRASS Development Team, 2015) e os pacotes desenvolvidos neste mesmo ambiente pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) do Departamento de Ecologia da Universidade Estadual Paulista (UNESP - Rio Claro) – p. ex. o *LS Connectivity* na linguagem Python. A seguir serão descritas as etapas do processamento dos dados (**Figura 6**):

- Conversão do mapa de florestas em formato shapefile para formato matricial, com 5 metros de resolução espacial.

FIGURA 6. Etapas da produção dos mapas de potencial de regeneração natural com base na chance de deposição de sementes nas diferentes classes de tamanho de fragmento florestal. A. Obtenção do mapa de remanescentes florestais e quantificação da área de cada fragmento. B. Separação dos fragmentos por classe de tamanho. C. Determinação da chance de dispersão de sementes de acordo com o tamanho do fragmento. D. Produção dos mapas de chance de dispersão para cada classe de tamanho de fragmento. E. Maximização da chance de dispersão considerando a estrutura da paisagem. F. Mapa final de potencial de regeneração natural com base na chance de deposição de sementes em áreas de pastagem.



- B. Geração do mapa de área dos fragmentos. Nesta etapa, primeiramente foi calculada a área de cada fragmento florestal; na sequência, os pixels referentes a cada fragmento foram reclassificados de acordo com a área total do fragmento previamente calculada. Isso feito usando o paco LS Connectivity, desenvolvido dentro do LEEC/UNESP.
- C. Geração do mapa de potencial de regeneração natural com base na chance de deposição de sementes. Nesta etapa, todos os fragmentos correspondentes a floresta foram reclassificados em classes de tamanho de área. Na sequência, foi criado um mapa chance de deposição de sementes para cada classe de tamanho de fragmento, seguindo as regras apresentadas anteriormente. Por fim, a cada pixel do estado de São Paulo foi atribuído o valor de chance de deposição de sementes máximo entre os mapas de deposição de sementes para cada classe de tamanho.
- D. Geração do mapa de potencial de regeneração natural com base na chance de deposição de sementes em áreas de pastagem. Foi realizado o cruzamento do mapa de deposição de sementes com o mapa de áreas de pastagem.

ETAPA 2 – Cenários de chance de dispersão de sementes gerado partir da simulação da movimentação dos frugívoros pela paisagem e a probabilidade de formação de corredores de dispersão

CENÁRIOS DE REGENERAÇÃO COM BASE NA MOVIMENTAÇÃO DA FAUNA FRUGÍVORA – ESTRATÉGIA 2

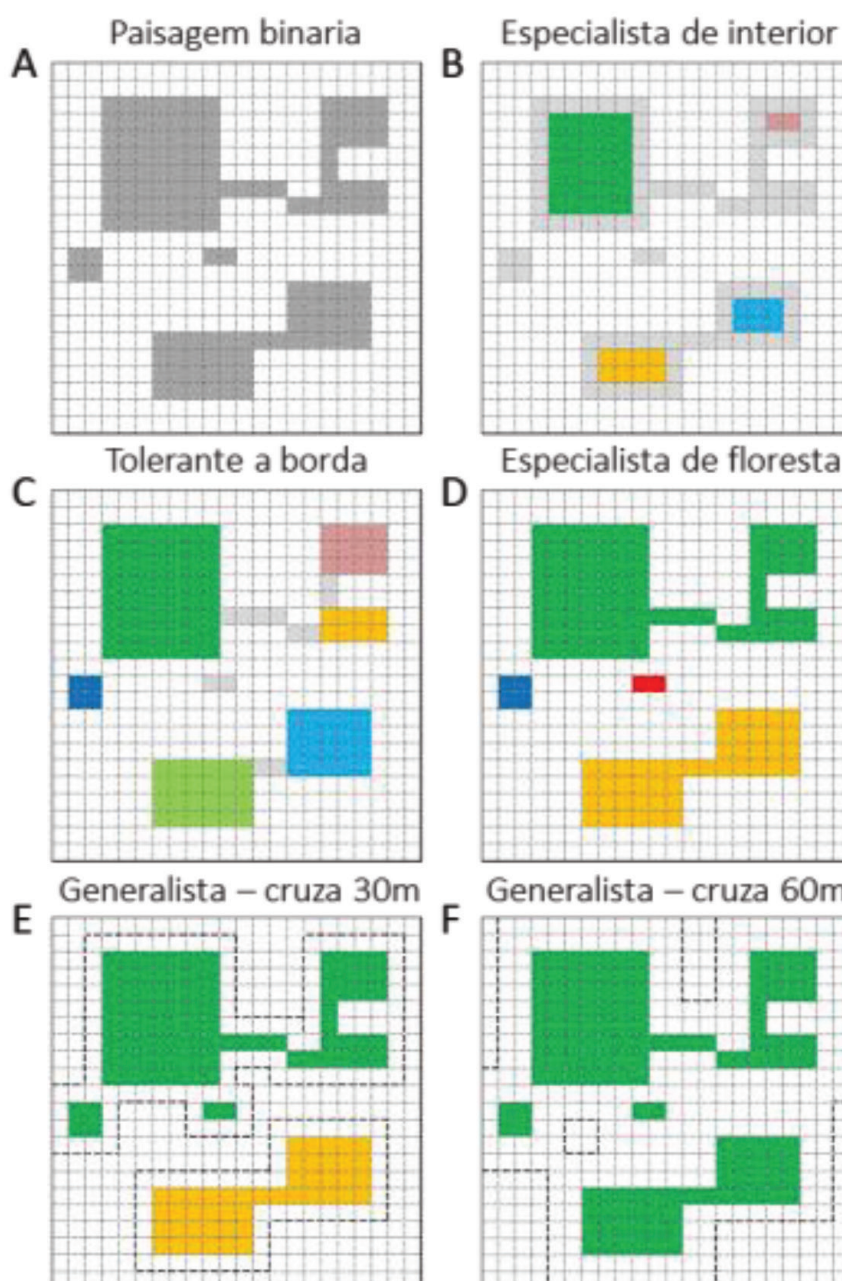
Também baseado na estrutura da paisagem, o segundo método utilizado para inferir o potencial de regeneração com base na dispersão zoocórica de sementes, e considera a movimentação da fauna frugívora de maneira explícita. O método incorpora aspectos comportamentais da fauna para inferir como os indivíduos utilizam e interagem com os diversos elementos da paisagem: fragmentos (interior e borda), corredores e trampolins ecológicos (agrupamentos de árvores ou mesmo pequenos fragmentos). Durante seu deslocamento a fauna deposita sementes em seu trajeto, sendo os pontos da paisagem com maior frequência de movimentos apresentam maior probabilidade de dispersão das sementes.

O MODELO DE MOVIMENTAÇÃO ANIMAL

Para considerar o movimento animal de maneira explícita, foram construídos modelos baseados em indivíduos (IBMs, do inglês *individual-based models*), utilizando a plataforma *BioDIM – Biologically scaled Dispersal Model* (Ribeiro 2010). Nesses modelos, a paisagem serve com palco para “indivíduos virtuais” frugívoros, que seguem determinadas regras de movimento e interação, definidos com base em informações ecológicas disponíveis na literatura, análises de dados coletados e observações de campo. O objetivo dos IBMs não é reconstituir exatamente trajetórias e dinâmicas como elas ocorrem na natureza, mas reproduzir um cenário típico de frugivoria e dispersão de sementes, juntando informações da paisagem e da biologia animal.

O BioDIM é uma plataforma que simula o movimento de aves de sub-bosque da Mata Atlântica e, ao invés de reproduzir um comportamento específico, simula o comportamento de grupos de indivíduos ou de espécies com características ecológicas semelhantes, isso é, que se comportam e utilizam a paisagem de forma similar. O modelo pode simular desde perfis ecológicos de animais com uso restrito do espaço, que usam somente florestas de boa qualidade e evitam bordas e corredores florestais, até espécies mais generalistas no uso do habitat, que cruzam diferentes distâncias e tipos de matriz. Dependendo do perfil ecológico das espécies virtuais, uma paisagem binária (classificada usando somente as classes floresta/não-floresta) é reclassificada com base na capacidade de movimento dos indivíduos no seu dia-a-dia, permitindo –se simular sua capacidade de cruzar ambientes em suas atividades diárias. Assim, dependendo das características de movimento dos indivíduos, um fragmento florestal pode ser dividido em pequenos fragmentos separados por corredores ou bordas florestais, ou diferentes fragmentos florestais podem ser unidos em um único fragmento florestal funcionalmente conectado (**Figura 7**).

FIGURA 7. Representação de uma mesma paisagem para os perfis ecológicos de aves simulados pela plataforma BioDIM – Biologically scaled Dispersal Model (Ribeiro 2010). **A.** Paisagem binária de floresta vs. não-floresta (fragmentos de floresta em cinza). **B-F.** A mesma paisagem a partir da especificidade no uso do habitat de aves de sub-bosque da Mata Atlântica. Em cada perfil (quadros) as cores dos fragmentos representam como o perfil ecológico enxerga diferentes fragmentos e se desloca pela paisagem de acordo com suas limitações. A matriz (áreas não florestais) é representada em branco e áreas de floresta não disponíveis para o perfil ecológico são mostradas em cinza. **B.** Aves especialistas de interior, que evitam bordas e corredores florestais. – em cinza a área de borda não disponível para o grupo; **C.** Aves tolerantes ao ambiente de borda, mas incapazes de utilizar corredores de floresta. **D.** Especialistas de floresta capazes de utilizar todos fragmentos e corredores; **E.** Generalistas de habitat com capacidade de dispersão de 30 m na matriz, no modo de movimento diário; e **F.** Generalistas de habitat com capacidade de dispersar 60 m na matriz, no modo de movimento diário. Assim, dependendo das características de movimento dos indivíduos, um fragmento florestal pode ser dividido em pequenos fragmentos separados por corredores ou bordas florestais, ou diferentes fragmentos florestais podem ser unidos em um único fragmento florestal funcionalmente conectado.



Os indivíduos de cada perfil ecológico, mesmo se relacionando com a paisagem de maneira distinta, podem apresentar dois modos de movimento: (i) movimento rotineiro, caracterizado por trajetórias tortuosas e deslocamentos curtos dentro dos fragmentos, que podem estar conectados fisicamente por corredores ou funcionalmente pela capacidade de deslocamento da espécie; e (ii) movimento de dispersão, caracterizado por trajetórias mais retilíneas, direcionadas e rápidas, que os indivíduos podem adotar para cruzar matrizes se estiverem em um fragmento florestal superpopuloso, com uma quantidade de recursos limitada e menor do que a necessária para sustentar esse número de indivíduos.

Para realizar as simulações o BioDIM também considera uma unidade de tempo e uma extensão total de tempo durante a qual os processos ecológicos serão modelados, levando em consideração os seguintes parâmetros:

1. **Área de uso dos indivíduos.** Requerimento individual médio de área (em hectares) inferida para um indivíduo. Determina quantos indivíduos podem ocorrer na paisagem de acordo com a quantidade de floresta disponível. Em caso de superpopulação em um determinado fragmento, esse parâmetro determina a necessidade de dispersão dos indivíduos.
2. **Capacidade de deslocamento médio.** Representa o tamanho médio (em metros) dos deslocamentos realizados por unidade de tempo, no modo de movimento rotineiro. A cada unidade de tempo, a posição dos indivíduos varia de maneira aleatória, com a nova localização definida a partir de uma distribuição de probabilidade Gaussiana bivariada, com centro na posição anterior e desvio padrão correspondente à capacidade de deslocamento médio.
3. **Fator de dispersão.** Valor que determina, em relação ao movimento rotineiro, quão mais rápido é o deslocamento de um indivíduo pelas áreas não florestais, quando os indivíduos estão dispersando pela paisagem. Ao adotarem o modo de movimento de dispersão, os indivíduos passam a se movimentar, com pequenas variações, com uma direção preferencial, e o tamanho médio dos deslocamentos é definido pela multiplicação da capacidade de deslocamento médio pelo fator de dispersão.

No início de uma simulação, um determinado número de indivíduos é posicionado aleatoriamente dentro de áreas florestais; a cada unidade de tempo, novas localizações dos indivíduos são simuladas de acordo com as regras de dispersão definidas pelos parâmetros acima descritos, até a extensão total de tempo definida para a modelagem. Ao fim de uma simulação, as trajetórias para cada animal simulado são produzidas. Mais informações sobre o BioDIM podem ser encontradas em Ribeiro (2010).

ÁREA DE ESTUDO E REGIÕES DE SIMULAÇÃO

Simulações foram realizadas para todo o estado de São Paulo, mas para facilitar a análise e permitir simular a movimentação da fauna sobre uma área tão extensa e com resolução tão fina (5 m), o estado foi subdividido em paisagens quadradas de 5 x 5 km utilizando os limites do estado de São Paulo como base para a criação da grade. Apenas as quadriculas que cruzavam os limites do estado foram selecionadas, dividindo assim o estado em 10.368 paisagens. Para evitar problemas de simulação nos limites do estado, onde poderia não haver preenchimento total da paisagem com área estadual,



essas paisagens foram excluídas, de maneira que ao final foram mantidas 9.916 paisagens. Cada uma dessas paisagens recebeu um código de identificação (ID) e em cada uma delas uma simulação foi feita de maneira independente.

As simulações usam condições de contorno periódicas (Adler & Nuernberger 1994), que transformam a paisagem quadrada em um tórus (isso é, quando um indivíduo chega na borda norte (leste) de uma paisagem, por exemplo, ele pode cruzar a borda e continuar seu movimento em sua porção sul (oeste), se houver as condições para isso). Como as situações de movimentação decorrentes dessas condições são irreais e podem produzir um viés nos resultados, as simulações foram realizadas considerando-se um *buffer* ou área de influência de 2 km ao redor de cada paisagem, de forma que a extensão final das paisagens simuladas foi de 9 km x 9 km. Para a análise dos resultados, entretanto, as localizações de indivíduos nessa área de influência foram desconsideradas, de forma que a área de análise permaneceu com as dimensões de 5 km x 5 km centrais. As simulações foram feitas para cada célula da grade separadamente, e os resultados foram unidos *a posteriori* para a geração das superfícies de probabilidade de deposição de sementes. Assim, o deslocamento dos indivíduos dentro da paisagem consideram parte das paisagens adjacentes, permitindo que corredores de deslocamento sejam criados entre paisagens.

PARÂMETROS DAS SIMULAÇÕES

As simulações foram realizadas considerando um grupo ecológico funcional que tem a capacidade de dispersão de 120 m na matriz de entorno dos fragmentos de floresta em seus movimentos rotineiros. A capacidade de dispersão irá definir os fragmentos conectados funcionalmente para proceder com a simulação dos deslocamentos. A distância de 120 m inclui dentro desse perfil ecológico tanto aves generalistas no uso do habitat quanto outros animais florestais com maior capacidade de dispersão, como os morcegos. Aves e morcegos, além de serem em grande parte frugívoros e alguns dos mais importantes dispersores de sementes em florestas tropicais (Galetti et al. 2013), podem se dispersar mais pela matriz que a maior parte dos outros frugívoros florestais, tendo grande importância como potenciais dispersores de sementes para regiões de pastagem e áreas abertas (Muscarella & Fleming, 2007).

Para os indivíduos simulados desse perfil ecológico foram definidos os seguintes parâmetros comportamentais:

1. **Requerimento médio de área de habitat dos indivíduos:** valor aleatório definido no início de cada simulação, a partir de uma distribuição uniforme entre 5 e 30 hectares; esses valores compreendem a amplitude de áreas de uso estimadas para várias espécies de aves de sub-bosque da Mata Atlântica (Hansbauer et al. 2008; Ribeiro, 2010).
2. **Tamanho médio dos deslocamentos realizados por unidade de tempo:** 100 metros (ver. p. ex., da Silveira et al., 2016).
3. **Fator de dispersão:** 5.0 fator de dispersão é o que caracteriza o deslocamento de um indivíduo no modo de movimentação de dispersão, em comparação ao modo de movimentação rotineiro. É um parâmetro de difícil determinação empírica, pois

pressupõe estudos da velocidade de deslocamento das espécies em campo em diferentes matrizes. Neste estudo, consideramos um fator de dispersão único para todas as matrizes.

Para a realização das simulações, foram definidas as seguintes configurações:

- a) Unidade de tempo das simulações: 1 semana.
- b) Extensão total de tempo das simulações: 500 (isso é, 500 semanas ou aproximadamente 10 anos).
- c) População inicial das paisagens: cada simulação foi realizada considerando um tamanho populacional de frugívoros equivalente à capacidade de suporte da paisagem, que corresponde ao quociente entre a quantidade de floresta disponível na paisagem e o requerimento individual médio de habitat dos indivíduos. Simulou-se uma situação de população estável, com isto não consideramos efeitos da mortalidade ou variações estocásticas temporais no tamanho populacional.

Como a população de indivíduos virtuais é considerada na capacidade de suporte da paisagem, e os indivíduos são inicialmente posicionados aleatoriamente somente nas regiões florestais da paisagem, esse método também considera o pressuposto das simulações do cenário de chance de deposição de sementes baseado na estrutura da paisagem, de que fragmentos maiores possuem maior abundância de frugívoros (**Figuras 1 e 2**). Portanto, a chance de deposição de semente nos seus arredores tende a ser maior, em relação a fragmentos pequenos. Além disso, as regras de dispersão garantem que a chance de movimentação entre fragmentos próximos seja maior do que entre fragmentos distantes, o que também está de acordo com os pressupostos das simulações do primeiro cenário.

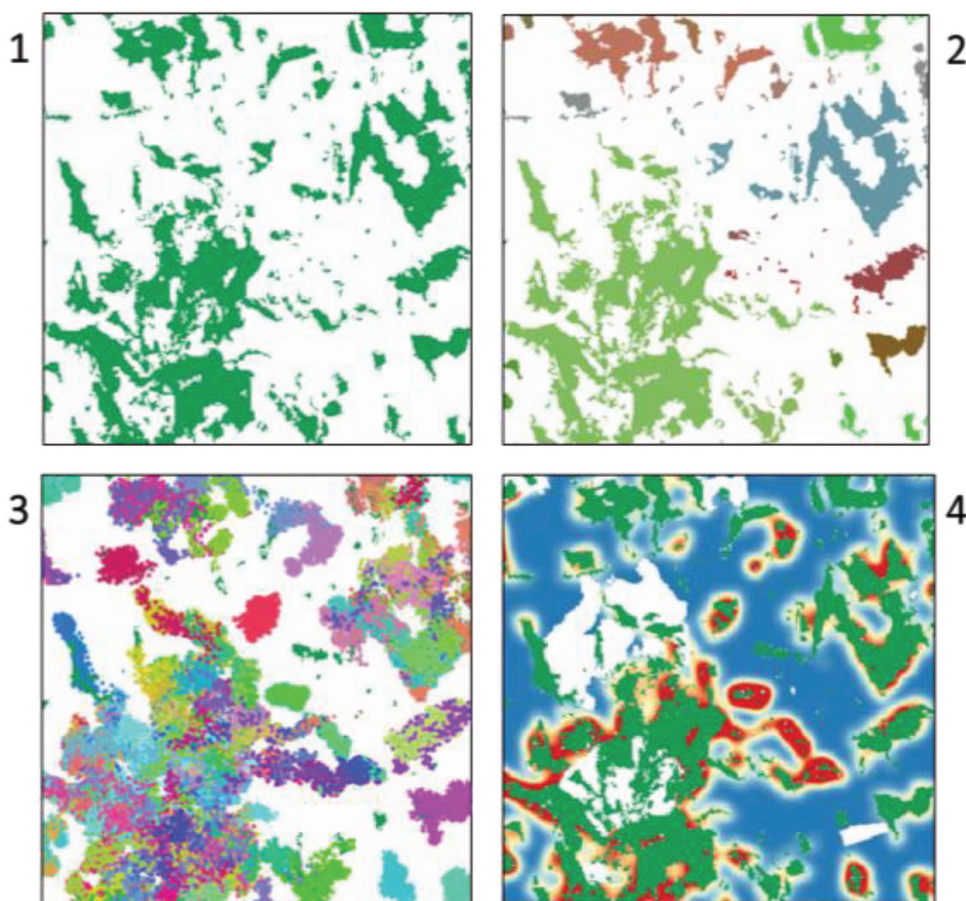
SUPERFÍCIES DE CHANCE DE DEPOSIÇÃO DE SEMENTES A PARTIR DA MOVIMENTAÇÃO DA FAUNA

Após a realização das simulações, foram mantidas somente as localizações dos indivíduos dentro da região delimitada de cada paisagem (5 km x 5 km), sem considerar a região de influência de 2 km. A localizações de todos os indivíduos simulados em cada corrida do modelo foram reunidas em uma única camada shapefile, que reuniu os movimentos de todos os indivíduos em toda a extensão do mapa simulada, ao longo das 500 unidades de tempo de simulação, totalizando mais de 160 milhões de pontos.

Para transformar os movimentos simulados em uma probabilidade de utilização do espaço, foram utilizadas estimativas de densidade de ocupação do espaço (*kernel density estimation*), também denominadas análises de kernel (Worton 1989). As estimativas foram feitas no software livre GRASS GIS (*GRASS Development Team*, 2015), utilizando o módulo v.kernel (Okabe et al. 2009) e considerando uma área de influência de 250 e 500 metros em torno de cada posição da paisagem (i.e. em torno de cada pixel de 5 m de resolução). Apesar da escala de influência da paisagem sobre aves florestais da Mata Atlântica variar desde 400 metros até mais de um quilômetro (Boscolo & Metzger 2009, Jackson & Fahrig 2015), aqui fomos conservadores e optamos por escolher escalas menores, uma vez que há maior chance de dispersão em distâncias menores.

Por fim, a superfície de probabilidade de uso do espaço foi cruzada com o mapa de pastagens para o estado de São Paulo produzida pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento da Universidade Federal de Goiás de 2014, disponibilizado pela AGROICONE. A probabilidade de movimento (ou probabilidade de uso do espaço) em pastagens foi usada como um indicador da probabilidade de deposição de sementes no espaço pela fauna frugívora (**Figura 8**).

FIGURA 8. Fluxo de processamento para a produção da superfície de chance de dispersão de sementes com base na movimentação da fauna frugívora. O mapa de cobertura de florestas (1) e a distância de dispersão do perfil ecológico de aves frugívoras (120 m) foram utilizados para calcular a conectividade funcional das paisagens (2). No mapa 2, fragmentos de mesma cor estão conectados funcionalmente. A partir das regras de movimentação baseadas na distância média de deslocamento e fator de dispersão, foram gerados 500 pontos de movimentação de cada indivíduo da fauna presente na paisagem, correspondente a uma simulação por 10 anos (3). No mapa 3, pontos da mesma cor correspondem a pontos da trajetória do mesmo indivíduo. Para transformar os movimentos simulados em uma probabilidade de utilização do espaço, um indicador da chance de deposição de sementes, uma estimativa de densidade de Kernel foi realizada com os pontos de movimentação, e o resultado foi cruzado com o mapa de pastagens (4).



ETAPA 3 – Comparação dos cenários de chance de dispersão de sementes e identificação das paisagens prioritárias para regeneração florestal

Nessa etapa realizamos uma comparação entre os cenários de chance de deposição de sementes produzidos. Na sequência apresentamos uma de inúmeras estratégias possíveis de exploração desses cenários. Procuramos criar um indicador de prioridade que facilitasse a adoção de uma política de incentivo regional de regeneração em áreas de pastagem. A estratégia considera tanto a chance de dispersão de sementes, quanto a quantidade de florestas e pastagens dentro da paisagem para criar um índice de priorização.

A priorização foi realizada com o cenário de dispersão produzido pela **Estratégia 1**, que leva em conta a estrutura espacial dos remanescentes florestais. Entretanto, o mesmo pode ser feito para os cenários produzidos pela **Estratégia 2**, ou mesmo para o cruzamento deles com diferentes camadas de informação geográfica.

COMPARAÇÃO DOS CENÁRIOS DE CHANCE DE DEPOSIÇÃO DE SEMENTES

Os cenários produzidos pelas **Estratégias 1 e 2**, depois de normalizados para ter valores de chance de deposição de sementes entre 0 e 1 (0 e 100%), foram comparados visualmente e por meio da correlação dos valores de chance de deposição em posições aleatórias de pastagem. Isso feito tanto em escala regional, para todo o estado de São Paulo, como em escala local, usando como exemplo dois municípios com quantidades diferentes de cobertura florestal.

IDENTIFICAÇÃO DAS PAISAGENS PRIORITÁRIAS PARA REGENERAÇÃO FLORESTAL

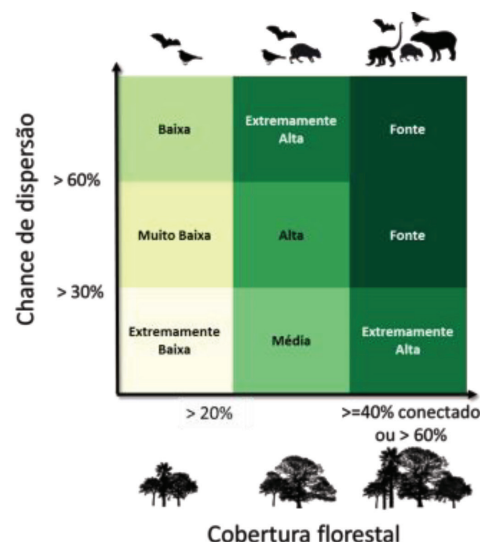
Para identificar as regiões com maior probabilidade de sucesso na ocorrência de regeneração natural, além da chance de dispersão de sementes na região, seja pela estrutura da paisagem seja pela capacidade de movimentação da fauna, consideramos a proporção de florestas dentro da paisagem como um proxy de sucesso de regeneração.

Estudos mostram que regiões com percentuais de cobertura florestal entre 20 e 50% são consideradas mais resilientes às perturbações causadas pelo processo de fragmentação, como a perda de espécies e mudanças na composição (Pardini et al. 2010; Tambosi et al. 2014). Por serem mais resilientes, essas paisagens com 20 a 50% de cobertura teriam maior sucesso nos processos de regeneração natural (Martensen et al. 2008). Além disso, o processo de regeneração, ao aumentar a proporção de florestas, favorece o aumento da conectividade espacial dentro dessas regiões, potencializando o processo de regeneração e a manutenção, ou aumento, da biodiversidade local (Rodrigues et al. 2009, Pardini et al. 2010). Paisagens com menos de 20% de cobertura

florestal podem ser consideradas de baixa resiliência e, portanto, de baixo potencial (Martensen et al. 2008; Tambosi et al. 2014) e baixa prioridade de regeneração (Pardini et al 2010). As paisagens com mais de 60% de cobertura florestal remanescente já podem ser consideradas como fonte de biodiversidade dentro da Mata Atlântica, no entanto, apenas 5% de todo o bioma encontra-se nesta condição (Tambosi et al 2014).

Assim, para definir o grau de prioridade das paisagens para regeneração natural, ou seja, aquelas com maior chance de regeneração pela dispersão de sementes pela configuração e conectividade da paisagem, foram considerados três fatores: 1. Proporção de áreas florestais na paisagem; 2. Proporção de áreas de pastagem na paisagem; e 3. Chance de regeneração nas áreas de pastagem dentro da paisagem (**Figura 9**).

FIGURA 9. Critérios para classificação e definição do grau de prioridade das paisagens para regeneração natural, baseado na proporção de cobertura florestal, na conectividade da paisagem (para paisagens com entre 40 e 60% de cobertura), e na chance de dispersão de sementes.



As paisagens foram classificadas em três grupos, de acordo com a proporção de áreas florestais na paisagem: 1) abaixo de 20% de florestas, onde a abundância de frugívoros é menor; 2) entre 20% e 60% de florestas; 3) paisagens com mais de 60% de cobertura florestal. Uma exceção deve ser feita às paisagens com entre 40% e 60% de florestas e altamente conectadas, que foram mantidas no grupo 3.

O grau de conectividade da paisagem foi calculado segundo Tambosi et al. (2014). Esse mapa de conectividade entre fragmentos na paisagem foi elaborado durante a preparação de dados para a simulação da dispersão da fauna pela paisagem, sendo que o mesmo considera a capacidade de movimentação de 120m da fauna entre fragmentos. Para cada paisagem foi calculado o logaritmo da soma total da área dos fragmentos funcionalmente conectados a 120 m (isto é, mais próximos que essa distância), sendo este valor utilizado como um proxy de conectividade. A mediana dos valores de conectividade, apenas para as paisagens com entre 40% e 60% de florestas, foi o limiar considerado para classificar as paisagens com alto (acima da mediana) e baixo (abaixo da mediana) grau de conectividade.

Em relação à chance de regeneração em áreas de pastagem, via dispersão de sementes, as paisagens foram classificadas em: aquelas com baixa (menos de 30%) chance de dispersão; paisagens com boas chances de dispersão de sementes (entre 30 e 60%); e aquelas com alta chance de dispersão, com valores inferidos acima de 60%. O valor da chance de dispersão foi inferida como o valor médio obtido para as pastagens existentes na paisagem. Como estatística de chance de dispersão de sementes na paisagem, foi contabilizada a chance de dispersão por pixel de pastagem

na paisagem e o valor médio foi calculado. Assim, aquelas paisagens com maior proporção de pixels com valores altos de chance de dispersão em pastagens são, em princípio, priorizadas em relação às demais.

As paisagens foram classificadas ainda pela proporção de pastagens na paisagem em dois grupos prioritários: entre 30 e 50% e acima de $\geq 50\%$ de pastagens.

Utilizando esses limiares, as paisagens foram subdivididas em sete classes de prioridade (Figura 9), assinadas em dois grupos alvo de acordo com a quantidade de pastagens (30 a 50% e $\geq 50\%$):

- o **Fonte** – Paisagens com cobertura florestal acima de 40% e abaixo de 60% altamente conectadas ou acima de 60% de cobertura e chance de dispersão acima de 30%.
- o **Extremamente alta** – Paisagens com cobertura florestal acima de 40% e abaixo de 60% altamente conectadas ou acima de 60% de cobertura e chance de dispersão menor que 30%, ou paisagens com cobertura florestal entre 20% e 40%, ou entre 40% e 60% pouco conectadas, e chance de dispersão acima de 60%.
- o **Alta** – Paisagens com cobertura florestal entre os limiares de 20% e 40%, ou entre 40% e 60% pouco conectadas, e entre 30% e 60% de chance de dispersão.
- o **Média** – Paisagens com cobertura florestal entre 20% e 40%, ou entre 40% e 60% pouco conectadas, e menos de 30% de chance de dispersão.
- o **Baixa** – Paisagens com menos de 20% de cobertura florestal e mais de 60% de chance de dispersão.
- o **Muito baixa** – Paisagens com menos de 20% de cobertura florestal e entre 30% e 60% de chance de dispersão.
- o **Extremamente baixa** – Paisagens com menos de 20% de cobertura florestal e até 30% de chance de dispersão.

RESULTADOS

MAPAS FINAIS DE CHANCE DE DEPOSIÇÃO DE SEMENTES NA PAISAGEM

A aplicação dos métodos descritos na **Etapla 1 (Estratégia 1)**, baseado na estrutura da paisagem) e na **Etapla 2 (Estratégia 2)**, baseado na movimentação da fauna pela paisagem) foi feita para o todo o estado de São Paulo, gerando mapas finais com resolução de 5 metros. Todos esses mapas foram re-escalados para terem valores de dispersão de sementes entre 0 (valor mínimo) e 1 (valor máximo, 100% de chance de deposição).

Os mapas foram gerados para toda a matriz de entorno dos fragmentos florestais e posteriormente cruzados com as áreas de pastagem, a fim de gerar estimativas

apenas para esta classe de uso do solo. Assim, foram gerados para cada estratégia dois mapas finais de chance de regeneração com base na deposição de sementes. Os resultados aqui mostrados referem-se aos mapas considerando somente as matrizes de pastagem, porém os mapas com valores de dispersão para matrizes em geral podem ser utilizados para outras análises. Considerando as variações dentro de cada etapa, foram produzidos mapas para 3 estratégias:

- 1) **Estratégia 1** – considera apenas a estrutura da paisagem e premissas da dispersão de sementes entre fragmentos de acordo com o tamanho dos fragmentos (Etapa 1, Figura 10B).
- 2) **Estratégia 2a** – cenário 250 m – considera explicitamente a movimentação da fauna frugívora determinando a dispersão de sementes, considerando uma influência do movimento dos frugívoros sob a deposição de sementes na escala de 250 m (Etapa 2, Figura 10C).
- 3) **Estratégia 2b** – cenário 500 m – considera explicitamente a movimentação da fauna frugívora determinando a dispersão de sementes, considerando uma influência do movimento dos frugívoros sob a deposição de sementes na escala de 500 m (Etapa 2, Figura 10D).

Os três cenários gerados, apesar de buscarem reproduzir o resultado do mesmo processo, podem ser considerados como complementares. Enquanto a **Estratégia 1** dá ênfase ao padrão de deposição de sementes majoritariamente ao redor dos fragmentos grandes, as **estratégias 2a e 2b** enfatizam a dispersão por séries de fragmentos menores; uma de maneira mais conservadora (2a, 250 m de escala de influência), outra de maneira menos conservadora (2b, 500 m de escala de influência). A seguir apresentamos alguns detalhes e diferenças entre as abordagens, e então realizamos uma comparação mais estruturada entre elas.

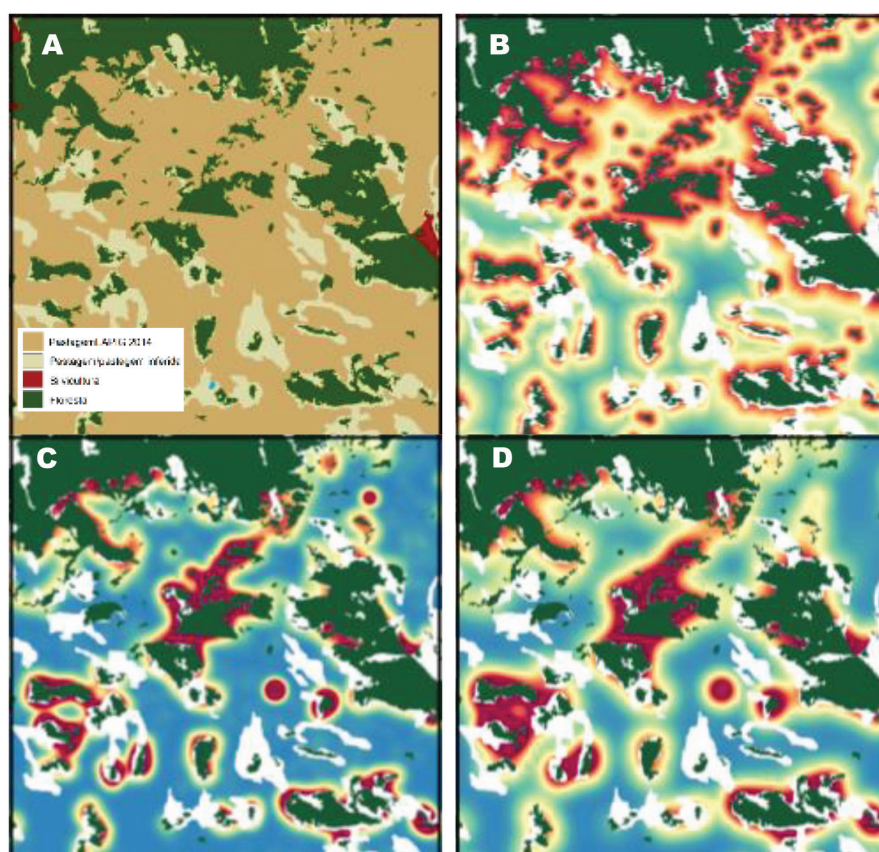
A **Estratégia 1** mostra claramente a chance de dispersão de sementes ao redor dos fragmentos (**Figura 10B**). Ela não simula o movimento individual dos frugívoros nem o processo de dispersão de sementes em si; ela representa um cenário típico do resultado da movimentação e dispersão de sementes por um grande número de frugívoros se movimentando na paisagem por um longo tempo. Quando os fragmentos estão próximos o suficiente, as curvas de chance de dispersão se sobrepõem e é possível observar locais de conexão entre os fragmentos. A **Estratégia 1** deixa em evidência justamente a deposição de sementes ao redor de fragmentos grandes e entre fragmentos muito próximos, e ao redor de pequenos fragmentos isolados. Entretanto, ao levar em conta um decaimento diferente da chance de dispersão de semente com o tamanho do fragmento, mas não considerar os tamanhos populacionais diretamente, essa estratégia estima chances de deposição de sementes relativamente altas ao redor de fragmentos pequenos.

Nesse sentido, os fragmentos menores deveriam apresentar uma chance de dispersão de sementes dependente dos tamanhos das populações de frugívoros existentes neles. Isso incorporado nas **Estratégias 2a e 2b**. Como nessas estratégias as simulações consideram o tamanho do fragmento para inferir o tamanho da população de frugívoros, os fragmentos menores apresentam chance de dispersão mais baixa em relação à **Estratégia 1**. Assim, apesar de nessa estratégia praticamente não haver nenhuma probabilidade de deposição de sementes ao redor de fragmentos pequenos e isolados, assim como a chance de deposição ser menor ao redor de fragmentos

grandes, ao se comparar com a **Estratégia 1**, entram em evidência alguns fragmentos menores bem conectados na paisagem como pontos intermediários de dispersão importantes (*stepping stones* ou trampolins ecológicos). Dessa maneira, é possível observar a formação de possíveis corredores de dispersão entre remanescentes florestais ao se considerar a chance de movimentação dos dispersores pela paisagem nos cenários das **Estratégias 2a e 2b (Figura 10C-D)**.

Os recortes presentes na **Figura 10** evidenciam a necessidade de produção de um novo mapa de uso do solo com o intuito de reclassificar as áreas ao redor dos fragmentos cercados por pastagens. Essas regiões que aparecem sem classificação ao redor dos fragmentos (**Figura 10**), e que foram classificadas como pastagens inferidas no mapa concatenado (referente à **Figura 4**), provavelmente constituem pastagens em imagens de resolução menor, mas que foram classificadas como florestas nas imagens de satélite com resolução de 30 m utilizadas na classificação das pastagens (Mapa LAPIG 2014). No mapa concatenado, a maioria dessas áreas foram inferidas como áreas de pastagem, no entanto, esse processo aumenta em 1,5 vezes a quantidade de pastagens na paisagem (**Figura 10A**). Assim, é possível que as estimativas de área de pastagem com alta chance de dispersão de sementes, consideradas prioritárias para a adoção de uma política de incentivo à regeneração natural, estejam em algum grau subestimadas, uma vez que essas estimativas foram realizadas com o mapa de pastagens produzido pelo LAPIG para São Paulo, tendo-se 2014 como ano de referência.

FIGURA 10. Comparação dos resultados obtidos com: **(B)** Estratégia 1, que considera apenas o valor máximo da chance de dispersão de sementes a partir da estrutura da paisagem levando em conta o tamanho e conectividade entre fragmentos; **(C)** Estratégia 2a, que considera a influência da movimentação dos dispersores a distâncias de 250 m; **(D)** Estratégia 2b, que considera a influência da movimentação dos dispersores a distâncias de 500 m. A **figura A** evidencia a diferença entre a estimativa da área de pastagem obtida com a compilação de diferentes mapas de uso do solo com a estimativa de pastagens produzida pelo LAPIG – UFG para o ano de 2014, utilizada nas análises.



COMPARAÇÃO NA ESCALA REGIONAL ENTRE AS ESTRATÉGIAS DE CHANCE DE DISPERSÃO DE SEMENTES BASEADO NA ESTRUTURA ESPACIAL DA PAISAGEM E NA MOVIMENTAÇÃO DA FAUNA FRUGÍVORA

Primeiramente realizamos, para o estado de São Paulo, uma comparação entre as estratégias, avaliando o grau de complementaridade entre as estimativas de chance de dispersão considerando a estrutura da paisagem e a simulação da movimentação da fauna pela paisagem, nos dois cenários de dispersão (250 e 500 m). Para realizar essa comparação, tanto para as matrizes em geral como especificamente para as áreas de pasto, 1 milhão de pontos aleatórios foram criados nessas áreas e os valores de chance de dispersão de sementes de cada cenário foram extraídos nessas localizações. Esses pontos foram utilizados em análises de correlação de Pearson para comparação dos cenários.

A correlação encontrada foi praticamente a mesma considerando os pontos em todas as matrizes e somente em pasto; porém, a correlação foi mais baixa ao se utilizar a distância de 250m (0,38 para todas as matrizes e 0,39 para pasto somente) do que ao se utilizar a distância de 500m como escala de influência da movimentação da fauna (0,49 para todas as matrizes e 0,50 para pasto somente).

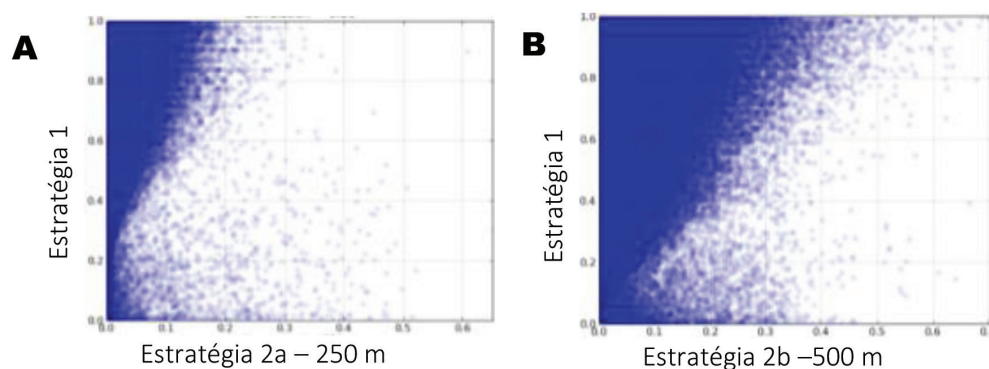
Essa comparação permite dizer que, se concatenada as duas estratégias de obtenção da chance de dispersão, ao se considerar a movimentação da fauna na escala de 250m, ou de 500m, é adicionado ao mapa final de chance de dispersão 60%, ou 50%, a mais de informação sobre a chance de dispersão de sementes para as pastagens presentes no estado de São Paulo.

Na **Figura 11**, cada ponto representa a comparação do valor de chance de deposição de sementes de acordo com uma das abordagens em uma localidade de pastagem. É possível observar que os valores de chance de deposição a partir da estrutura da paisagem (**Estratégia 1, eixo y dos gráficos**) são mais altos do que aqueles estimados a partir da movimentação da fauna, nas duas escalas de influência (**estratégias 2a – Fig. 11A – e 2b – Fig. 11B –, eixo x dos gráficos**). Entretanto, alguns pontos mais isolados mostram uma tendência contrária – com valores mais altos quando se considera a movimentação da fauna de maneira explícita.

FIGURA 11.

Comparação entre os cenários de chance de dispersão de sementes com base na estrutura espacial da paisagem e chance de dispersão de sementes com base na movimentação da fauna frugívora, com escalas de influência de A. 250

e B. 500 metros. O **eixo y** das figuras apresenta a **estratégia 1**, enquanto que o **eixo x** apresenta as **estratégias 2a e 2b**. As duas estratégias apresentam correlação de 40% e 50% entre os valores de chance de dispersão obtidos nas áreas de pasto do estado de São Paulo para os kernels de 250 e 500m, respectivamente, indicando complementaridade de 60% e 50% entre as abordagens.



COMPARAÇÃO NA ESCALA LOCAL ENTRE AS ESTRATÉGIAS DE CHANCE DE DISPERSÃO DE SEMENTES BASEADO NA ESTRUTURA ESPACIAL DA PAISAGEM E NA MOVIMENTAÇÃO DA FAUNA FRUGÍVORA

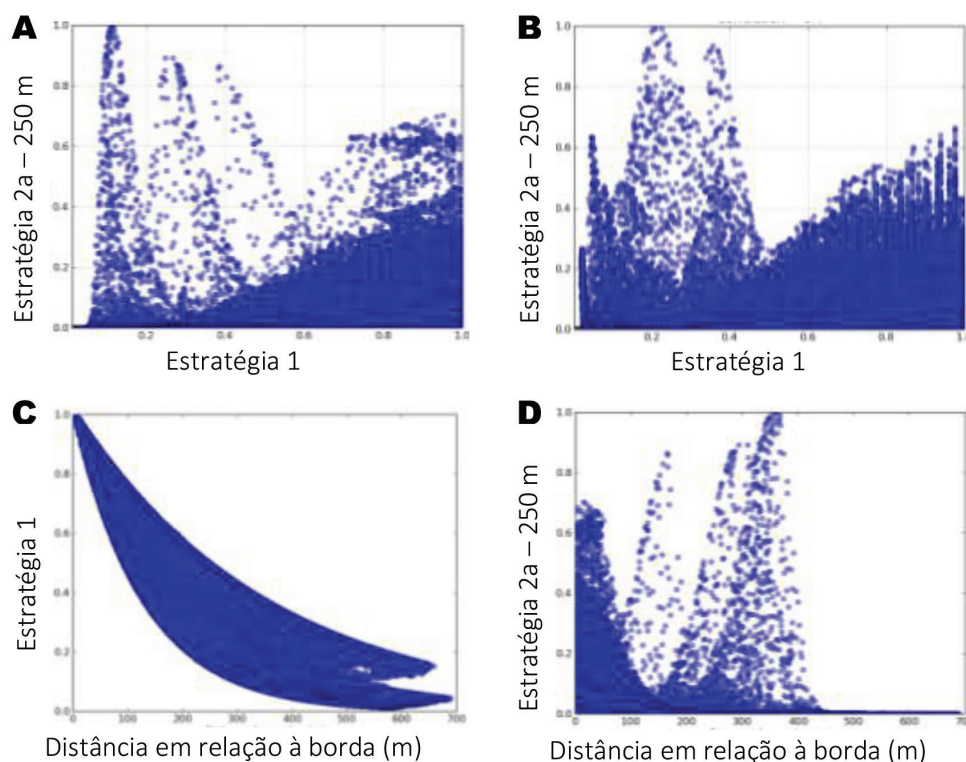
Uma comparação equivalente foi realizada em escala local, para se verificar a complementaridade entre os três cenários no nível municipal. Para exemplificar essa complementaridade, foram escolhidos dois municípios, ambos com aproximadamente o mesmo tamanho (cerca de 600 km²), mas com coberturas florestais diferentes: Patrocínio Paulista, mesorregião de Ribeirão Preto, com 22% de cobertura florestal e; Bananal, mesorregião do Vale do Paraíba Paulista, com 44% de cobertura por florestas.

Assim como no nível regional, para cada município foram gerados 1 milhão de pontos aleatórios, nesse caso somente em áreas de pastagem, e os valores de chance de deposição de sementes segundo cada estratégia, assim como as distâncias desses pontos em relação às bordas florestais, foram extraídos dos mapas.

Os valores de correlação de Pearson entre as estratégias permanecem equivalentes àqueles encontrados para todo o Estado de São Paulo – entre 0,4 e 0,5. Para o município de Patrocínio Paulista, a correlação entre os cenários foi 0,43 (**Figura 12A**), tanto ao se considerar a influência de 250 como de 500 metros nas **estratégias 2**. Já para Bananal, as correlações foram de 0,4 (**Figura 10B**) e 0,46, respectivamente.

FIGURA 12. Comparação entre as **Estratégias 1 (eixo x) e 2a (eixo y)** para os municípios de **A. Patrocínio Paulista**, com 22% de cobertura florestal, e **B. Bananal**, com 44% de cobertura florestal. Os resultados para comparação com a **estratégia 2b** são semelhantes. As **figuras C e D** mostram, para o município de Patrocínio Paulista, a relação entre os valores de chance de deposição de sementes e a distância dos pontos até a borda florestal mais próxima, de acordo com a **estratégia 1 e 2a**, respectivamente. É possível observar que a **estratégia 1** segue

mais ou menos claramente as curvas estabelecidas segundo esse método; na **estratégia 2**, os valores de chance de deposição são geralmente mais baixos, porém mais variados, com alguns picos indicando passagens por fragmentos pequenos e corredores de dispersão.

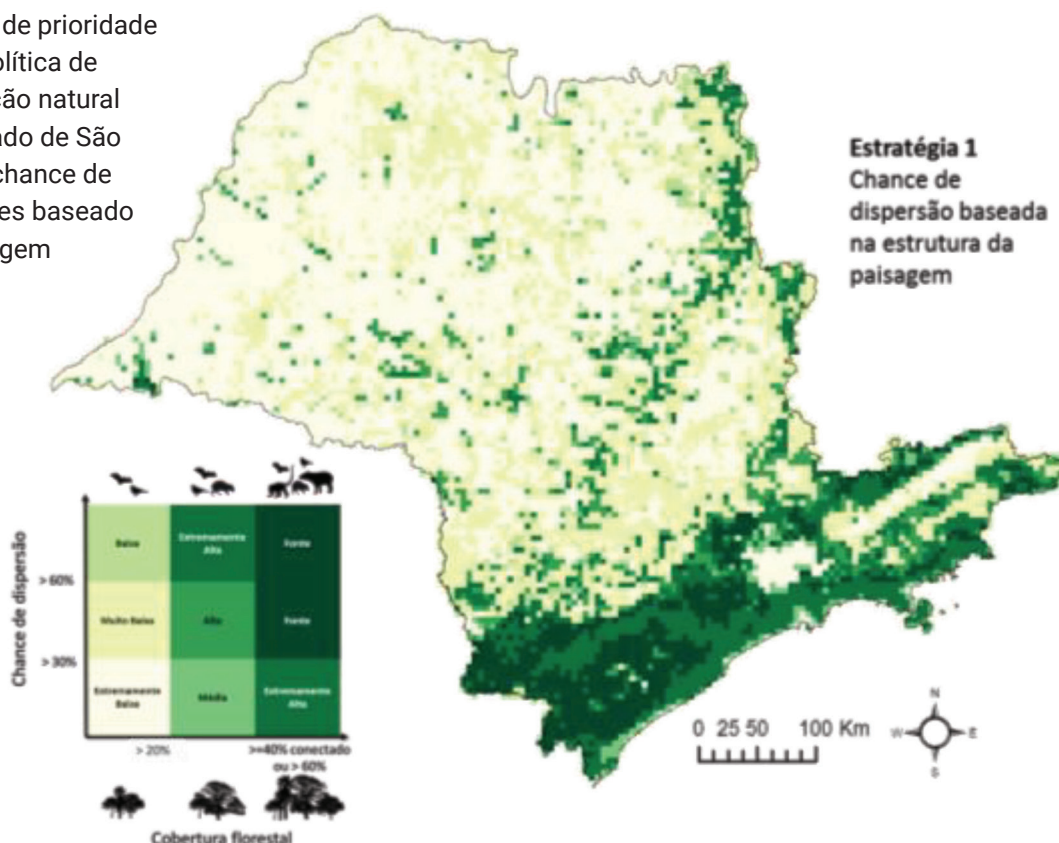


Nas **Figuras 10A e 10B**, é possível observar que, assim como em escala macro-regional (todo o Estado de São Paulo), os valores de chance de deposição estimados pela **Estratégia 1** são mais altos que aqueles estimados pelas **Estratégias 2a e 2b**. Entretanto, na escala dos municípios fica mais evidente como há uma grande diferença para algumas localidades, com alguns picos de valores muito altos de chance de deposição previstos pelos cenários que levam em conta a movimentação da fauna. Isso fica ainda mais evidente ao se olhar para a distribuição de valores de chance de deposição versus a distância dos locais de pastagem até as bordas florestais mais próximas: enquanto que para a **Estratégia 1** os valores seguem mais ou menos as curvas previstas pelo modelo teórico da **Figura 5 (Figura 12C)**, para a **Estratégia 2a** há picos de chance de deposição, tanto para pontos próximos quanto para pontos mais distantes das bordas florestais (**Figura 12D**; a **estratégia 2b** apresenta um padrão parecido, não mostrado aqui, porém com mais valores altos em pontos distantes das bordas florestais). Essas diferenças indicam fragmentos usados como trampolins ecológicos, assim como locais de pastagem usados como corredores de dispersão, como já indicado anteriormente.

PAISAGENS PRIORITÁRIAS PARA REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS

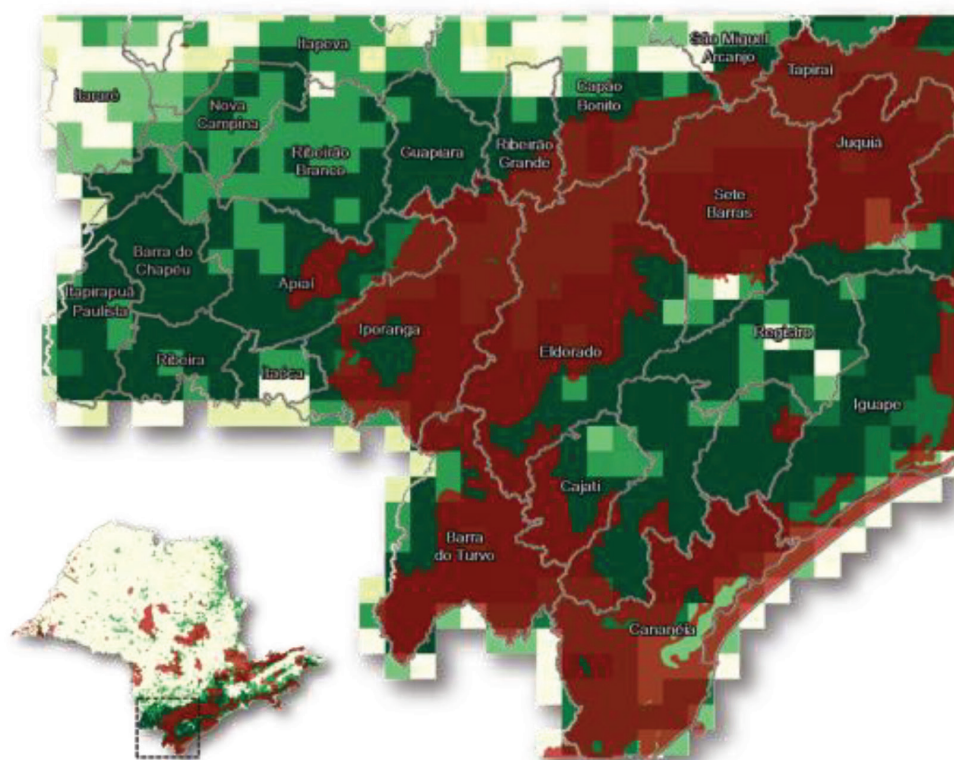
Considerando a **Estratégia 1**, as estimativas de chance de dispersão de sementes em áreas de pastagem cobrem 25% do estado de São Paulo. Parte dessa área (41%) possui prioridade extremamente baixa de adoção de uma política de regeneração natural de pastagens a partir da dispersão de sementes. Essas paisagens concentram-se no planalto ocidental e na depressão periférica, região produtora de cana-de-açúcar (**Figura 13**).

FIGURA 13. Classes de prioridade de adoção de uma política de incentivo à regeneração natural de pastagens no estado de São Paulo no cenário de chance de dispersão de sementes baseado na estrutura da paisagem (**Estratégia 1**).



Apenas 3% dessa área pode ser caracterizadas funcionalmente como áreas fonte de propágulos por possuírem mais de 60% de florestas, uma alta conectividade e uma alta chance de dispersão de sementes (acima de 30%), sendo essenciais para a restauração natural das pastagens. Pela sua baixa frequência no estado, essas paisagens possuem alta prioridade de proteção dos seus remanescentes florestais. Embora uma parte já esteja protegida pelo sistema de unidades de conservação do estado, alguns municípios com grande cobertura de áreas fonte não cobertas pelo sistema deveriam ser indicados para conservação. A maioria concentra-se no extremo sul do estado, por exemplo: Barra do Chapéu, Itapirapuã Paulista, Ribeira, Apiaí, Eldorado, Registro, Iguape, Cajati, Jacupiranga, Pariquera-Açu, entre outros (**Figuras 13 e 14**).

FIGURA 14. Municípios localizados em região com paisagens consideradas fonte de propágulos para a regeneração natural no estado de São Paulo: paisagens com mais de 60% de cobertura florestal, alta conectividade e alta chance (> 30%) de dispersão de sementes pela fauna frugívora. Em vermelho estão representadas as áreas protegidas no estado – proteção integral e uso sustentável.



A proporção de áreas com prioridade entre alta e extremamente alta de adoção de uma política de incentivo a regeneração natural de pastagens é de 20% das áreas com potencial de regeneração natural, o equivalente a 5 % do estado (**Tabela 4**). Essas áreas representam uma extensão total de 1.325.478 ha com grande chance de sucesso de restauração natural de pastagens.

Aproximadamente 50% da área disponível com alta a extremamente alta capacidade de regeneração natural está distribuída por 40 municípios do estado (ANEXO 1). A soma das áreas existentes em 18 deles é suficiente para atingir a meta de restauração estabelecida para restauração no estado até 2020 de 300 mil ha, assumidos durante a COP21, e implementados por meio do Programa Nascentes.

O corredor Mantiqueira-Paranapiacaba, área core dessa análise, representa 20% de São Paulo, mas possui função estratégica no processo de regeneração de florestas no estado por possuir 41% das florestas e 18% das paisagens com mais de 30% de pastagens, somando 20% das áreas de pastagens existentes no estado. Além disso, estão localizadas no CMP: metade das áreas fonte do estado, 59% das áreas com prioridade extremamente alta e 44% com prioridade alta (**Tabela 4, Figuras 13 e 14**).

TABELA 4. Áreas de pastagem no estado de São Paulo (SP (ha)) que apresentam chance de dispersão de sementes inferida pela estrutura da paisagem (**Estratégia 1**) classificadas por prioridade na adoção de uma política de incentivo à regeneração natural. Proporção da área existente no estado de São Paulo (%SP) e no corredor Mantiqueira-Paranapiacaba (CMP) em relação ao estado (%CMP) e em relação à área disponível em cada classe de prioridade (%Classe). Além do total geral obtido para o estado (Total Geral), é apresentada a soma da área (ha) apenas das classes prioritárias extremamente alta e alta (Prioritárias).

CENÁRIO – ESTRATÉGIA 1						
Prioridade	SP (ha)	%SP	Área SP	CMP (ha)	%CMP	% Classe
Fonte	190.987	3%	1%	100.507	6%	53%
Extremamente alta	534.703	8%	2%	312.938	19%	59%
Alta	790.776	12%	3%	350.146	21%	44%
Media	35.785	1%	0%	0	0%	0%
Baixa	63.914	1%	0%	15.560	1%	24%
Muito baixa	2.263.540	34%	9%	724.617	43%	32%
Extremamente baixa	2.689.691	41%	10%	166.136	10%	6%
Prioritárias (ha)	1.325.478	20%	5%	663.085	40%	50%
Total Geral	6.569.396		25%	1.669.906		25%

Se considerarmos todas as áreas de pastagem classificadas como prioritárias, estima-se aproximadamente 663.085 ha de áreas com chance alta de regeneração natural dentro do CMP. Considerando apenas as paisagens com mais de 30% de pastagens, a região do corredor possui 268.213 ha com chance de sucesso de regeneração natural e prioridade alta a extremamente alta de adoção de incentivos à técnica de restauro. Se esforços forem concentrados nessas áreas, 89% da meta estabelecida de restauração durante a COP21 até 2020 podem ser alcançadas com a recuperação de pastagem no Corredor Mantiqueira-Paranapiacaba.

EXPLORANDO OS CENÁRIOS

Embora apenas o cenário da **estratégia 1** para áreas de pastagem tenha sido explorado nesse relatório para identificar e priorizar áreas de maior chance de regeneração natural, os produtos gerados durante o desenvolvimento deste estudo permitem a exploração dos resultados de acordo com as condições regionais de cada paisagem, conhecimento local da fauna de frugívoros e tipo de uso do solo considerado. Exemplificamos aqui brevemente algumas estratégias que podem ser utilizadas para a utilização desses resultados.

1) Cenário considerando a capacidade de movimentação da fauna pela paisagem

Esses cenários são especialmente indicados quando for necessário priorizar o serviço de restauração ecológica desempenhada pela fauna ou para a criação de corredores de ligação entre fragmentos na paisagem, aumentando o grau de conectividade na região. Por considerar a capacidade de dispersão da fauna de acordo com a estrutura da paisagem, essa estratégia produz corredores de dispersão mais factíveis, ao invés dos corredores clássicos que consideram deslocamentos lineares fragmento a fragmento.

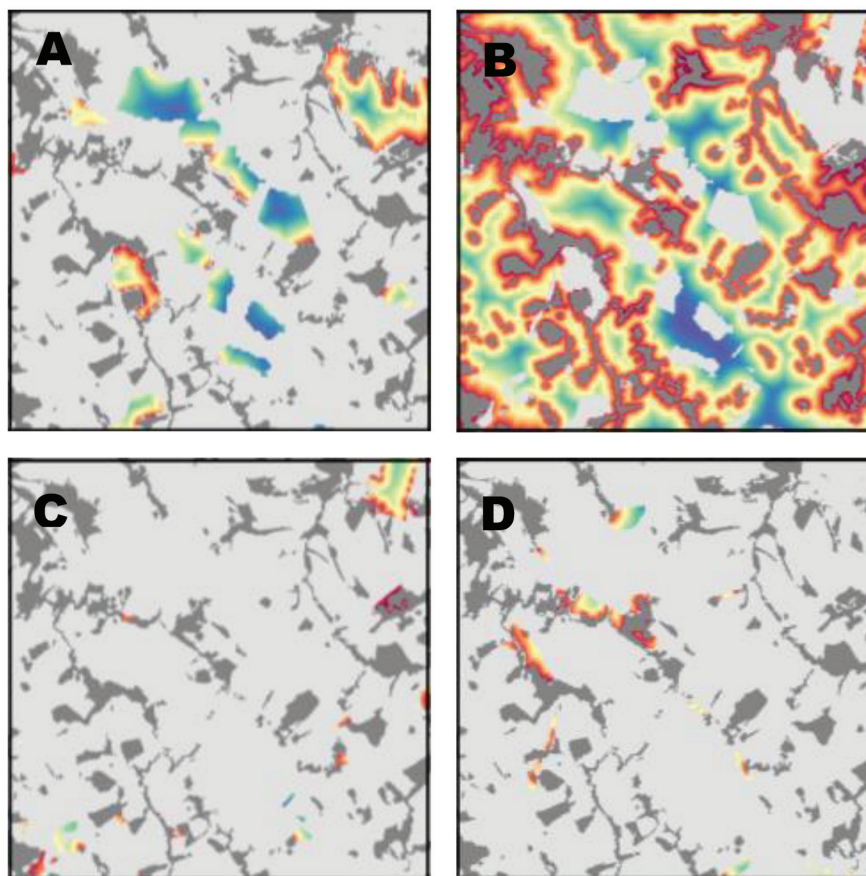
Os dois cenários produzidos para essa estratégia podem ser explorados da seguinte forma: 1) o cenário mais conservador, que considera escala de 250 m para a influência da movimentação dos frugívoros, é especialmente indicado para inferências em regiões mais defaunadas, com composição de espécies de menor porte e capacidade limitada de dispersão e; 2) o cenário menos conservador, que considera escala de 500 m para a influência da movimentação dos frugívoros, é mais indicado para inferências em regiões mais conservadas e com composição de espécies de maior porte e maior capacidade de dispersão.

2) Proporção do uso do solo em cada paisagem e município

Para cada uma das estratégias, foram produzidas estimativas da classe de uso do solo existente em cada paisagem e em cada município. Essas estimativas foram obtidas tanto do mapa de uso do solo compilado de diferentes fontes, como do mapeamento de pastagens produzido pelo LAPIG para o ano de 2014. Como essas informações presentes nas tabelas de atributos, é possível priorizar as paisagens e os municípios por qualquer classe de uso do solo mapeada, assim como foi realizado para as pastagens nessa abordagem. O tipo de uso do solo permite que estratégias sejam direcionadas para diferentes setores econômicos, considerando o impacto da atividade nas regiões (Silva et al. 2016), p. ex. quantidade de cana-de-açúcar ou florestas plantadas (geralmente *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp.).

Uma vez que a chance de regeneração natural estimada seja extraída para a classe de uso, é possível estimar a chance de regeneração possível em cada uso do solo, só considerando a chance de dispersão de sementes. É importante ressaltar que o valor de chance de dispersão indicado nas tabelas de atributo produzidas não podem ser relacionados diretamente com a proporção do uso do solo naquela região. Para definir a chance de dispersão para um determinado uso do solo é necessário fazer a extração desses valores a partir do arquivo raster da chance de dispersão (mapa final das **Estratégias 1, 2a ou 2b**, para todas as matrizes) e da máscara da classe de uso do solo de interesse. A **Figura 15** mostra a diferença na chance de dispersão obtida em diferentes usos do solo para a **Estratégia 1**, evidenciando as diferenças na chance de dispersão existentes na mesma paisagem sob os diferentes tipos de uso do solo.

FIGURA 15. Chance de dispersão de sementes em cada classe de uso do solo em uma paisagem, evidenciando diferenças no sucesso de regeneração de acordo com a localização do tipo de uso em relação aos remanescentes florestais. Cinza claro representam outros usos e cinza escuro os remanescentes florestais. **A. Agricultura.** **B. Pastagem.** **C. Silvicultura.** **D. Vegetação não florestal.**



3) *Influência da matriz de entorno no processo de dispersão*

O método empregado de priorização das paisagens considerou apenas a chance de dispersão sem considerar as classes de uso do solo existentes ao redor dos remanescentes florestais. No entanto, é sabido que a abundância e diversidade de frugívoros e plantas nativas dentro dos fragmentos florestais diminui quanto maior o grau de perturbação no uso do solo no entorno dessas áreas. O menor impacto é observado em matriz de floresta secundária, seguida de agroflorestas, florestas plantadas (geralmente exóticas, como é o caso do *Eucalyptus* spp.), agricultura e pastos (Gardner et al., 2009).

Uma vez sabido o impacto do uso do solo em uma região sobre o processo de regeneração florestal, é possível, a partir de um mapa de uso do solo, ponderar os valores de chance de dispersão de sementes produzidos pelas diferentes estratégias aqui produzidas, tornando o processo de tomada de decisão mais conservador.

Essa estratégia é especialmente indicada quando se possui na região uma fauna de dispersores sensível aos efeitos da matriz de entorno, sendo esta uma barreira para a dispersão das espécies.

LIMITAÇÕES DO MÉTODO PROPOSTO

As estratégias aqui adotadas consideram apenas a dispersão de sementes no processo de regeneração de uma área. No entanto, outros fatores interagem com esse processo para determinar o sucesso de regeneração de uma área (Silva et al. 2016).

Alguns fatores interagem negativamente, diminuindo o sucesso da regeneração. Principalmente em pastagem, é importante que sessem os fatores que causam a degradação para que haja a regeneração, como a ocorrência de pastoreio, queimadas e entrada de espécies exóticas. Em atividades agropastoris, o uso do solo pode retardar o processo de regeneração natural de acordo com a intensidade de uso do solo. Quanto maior o impacto da atividade realizada, e a introdução de plantas exóticas, menor pode ser a capacidade de regeneração natural (Chazdon 2013).

Outros fatores, no entanto, são indicativos de maior sucesso no processo de regeneração, como a posição topográfica e a radiação solar. A face norte do relevo recebe mais energia em relação a face sul, podendo apresentar maior evapotranspiração potencial e menor teor de umidade no solo, o que pode influenciar negativamente processos de regeneração em faces voltadas para o norte – nordeste em relação àquelas voltadas para o sul – sudeste (Stage 1976). Estudos na Mata Atlântica indicam valores mais altos de regeneração em depressões entre 50 e 120 m e declividades acima de 30º, relacionando o fato à diminuição da incidência solar (Resende et al 2015).

Além da importância da radiação solar e fatores associados com a temperatura, estudos apontam a influência do solo e da precipitação na região como importantes para o processo de regeneração, uma vez que eles afetam o escoamento superficial, evaporação e a umidade do solo.

Silva e colaboradores (2016), avaliando os principais fatores relacionadas a regeneração florestal no Vale do Paraíba em São Paulo, verificaram que a proximidade da floresta, proximidade a florestas de eucaliptos, a orientação da vertente (i.e. aspecto), declividade e elevação afetam significativamente o processo de regeneração natural. Além de fatores bióticos e abióticos da paisagem, algumas variáveis socioeconômicas – como o crédito rural empregado na região, número de fazendas e proximidade a estradas – também afetam a chance de sucesso de regeneração natural de áreas abandonadas. Os autores concluem que o processo de regeneração tende a ocorrer em áreas menos adequadas para a agricultura, porém, com o incremento da cobertura florestal ao longo do tempo, os fatores sociais e econômicos passam a ter um peso mais importante no processo de regeneração florestal.

Dessa forma, além de considerar o sucesso de regeneração do ponto de vista biótico e abiótico, é importante considerar a pressão socioeconômica sobre as áreas na hora de avaliar a capacidade de sucesso no processo de regeneração de uma área. Outro fator importante a ser considerado em uma política de incentivo a regeneração natural de pastagens é a sua capacidade de intensificação, resistência à seca e capacidade suporte das pastagens. Aquelas áreas com menor potencial para uso e expansão pecuária teriam maior sucesso de regeneração devido a uma menor pressão econômica sobre a área.

No entanto, os fatores socioeconômicos podem ser vistos não como um empecilho ao processo de regeneração das áreas, mas um fator a ser considerado quando

a região possui alta prioridade de regeneração dentro do contexto da paisagem e alto potencial de uso agropecuário. Nessas regiões, uma política de regeneração associada ao pagamento por serviços ambientais poderia ser adotada para estimular o processo de regeneração.

A produção de um mapa de sucesso de regeneração mais conservador deveria considerar o efeito desses outros parâmetros na sua produção. Assim, além de considerar os fatores bióticos relacionados as características dos remanescentes e sua estrutura espacial na paisagem e a capacidade de movimentação da fauna afetando a chance de dispersão de sementes, outras premissas precisam ser consideradas em relação ao sucesso de regeneração.

Por fim, o mapa de chance de regeneração florestal via dispersão de sementes apresentado, embora baseado em evidências científicas, precisa ser validado, a fim de verificar o poder de inferência sobre a regeneração ocorrida em campo. Duas estratégias não excludentes são possíveis: cruzando dados de campo de regeneração natural com os mapas de chance de dispersão; ou avaliando por imagem de satélite áreas de regeneração florestal e avaliando sua relação com a chance de regeneração via dispersão de sementes. Ainda, além de considerar apenas a chance de dispersão aqui gerada, esse mapa pode ser integrado a outros fatores sabidamente importantes para o processo de regeneração, acima citados, para gerar uma chance de regeneração mais conservadora.



ANEXO 1. Lista dos municípios ordenados pela soma da área (ha) com prioridade (PRI) alta a extremamente alta de adoção de uma política de incentivo à regeneração florestal em pastagens por possuírem chance de regeneração natural por dispersão de sementes. São apresentados também área com prioridade média e áreas fonte, além da área total disponível no município com alguma chance de regeneração. Cenário de dispersão da **Estratégia 1**, chance de dispersão baseada na estrutura da paisagem, apenas para as áreas de pastagens. São apresentados apenas os municípios que soma mais de 50% da área disponível nesta categoria no estado de São Paulo, com sua contribuição para a soma total da área (%PRI). Prioridade apresentada aqui como a soma da área das classes Alta a Extremamente alta em hectares.

Nome	Fonte	Ext. alta	Alta	Média	Total Geral	PRI	% PRI
Cunha	2367	24180	9684	0	90092	33864	2.6
Taubaté	604	6703	17973	0	37889	24676	4.4
Natividade da Serra	2990	7508	14563	0	33681	22071	6.1
Itapeva	3023	17416	3322	34	47491	20738	7.6
Redenção da Serra	0	7006	12340	0	26335	19346	9.1
Paraibuna	1463	3877	15405	0	32284	19283	10.6
São José dos Campos	568	10096	8269	0	37570	18364	11.9
Pedregulho	0	13107	5225	0	26072	18332	13.3
São Luís do Paraitinga	1015	7273	10298	0	38306	17571	14.7
Marília	0	4015	12464	0	87154	16479	15.9
Capão Bonito	5106	13856	2372	0	42388	16228	17.1
Silveiras	0	9438	6548	0	33935	15986	18.3
Guaratinguetá	832	3331	12106	0	49406	15437	19.5
Mococa	0	5077	7649	0	28770	12727	20.5
Lagoinha	249	6915	5754	0	24159	12669	21.4
Ribeirão Branco	5098	12645	0	0	18292	12645	22.4
Bofete	0	4328	8207	0	34380	12535	23.3
Itararé	183	7407	4858	226	20307	12265	24.2
Itapetininga	0	7490	4239	0	62956	11729	25.1
Jambeiro	0	4477	7243	0	17183	11720	26.0
Anhembi	0	4595	6917	0	30559	11512	26.9
Itaberá	0	5484	5957	0	27424	11441	27.7
Pindamonhangaba	2516	4057	7292	0	33698	11349	28.6
Itu	2706	7226	4086	0	28220	11312	29.4
Amparo	0	3644	7666	0	20866	11311	30.3
Botucatu	0	6077	5000	463	34466	11077	31.1
São José do Rio Pardo	0	3105	7740	0	27570	10846	32.0
Caconde	0	7845	2958	0	23006	10803	32.8
Monteiro Lobato	847	9992	699	0	11538	10692	33.6
Buri	0	1808	8848	0	28555	10656	34.4
Cajuru	0	7103	3199	0	13853	10303	35.2
Caçapava	0	7069	2729	0	17623	9798	35.9
Patrocínio Paulista	0	5950	3586	0	20634	9535	36.6
Itirapina	0	4685	4491	0	18053	9176	37.3
São Sebastião da Gramma	0	4290	4880	0	18089	9170	38.0
Santo Antônio da Alegria	0	6442	2511	0	15204	8953	38.7
Tapiratiba	0	3217	5613	0	11351	8830	39.3
Jarinu	0	2492	6295	0	11552	8787	40.0
Piracaia	267	3844	4824	0	12454	8668	40.7
Joanópolis	768	5916	2748	0	11459	8664	41.3
Itatiba	0	0	8599	0	16249	8599	42.0
Bananal	214	1148	7386	0	20712	8534	42.6

Nome	Fonte	Ext. alta	Alta	Média	Total Geral	PRI	% PRI
Guareí	0	1573	6941	186	30676	8514	43.2
Cachoeira Paulista	0	3625	4786	0	37156	8411	43.9
Santa Branca	828	2478	5625	0	16596	8104	44.5
São José do Barreiro	910	6675	1270	0	18243	7945	45.1
Campinas	0	904	6968	0	25296	7872	45.7
São Miguel Arcanjo	542	5286	2567	0	29304	7853	46.3
Atibaia	796	4531	3223	0	16050	7754	46.9
Divinolândia	0	4503	3073	0	17280	7576	47.4
Brotas	0	1418	6066	0	20179	7485	48.0
Agudos	0	2511	4842	32	37766	7353	48.6
Altinópolis	0	5979	1323	0	10838	7302	49.1
São Carlos	0	1944	5283	684	17925	7227	49.6
Cássia dos Coqueiros	0	6489	716	0	14161	7205	50.2
Pompéia	0	820	6358	0	57522	7178	50.7
Nazaré Paulista	345	3864	3269	0	7477	7132	51.3

REFERÊNCIAS

- Adler, F. A.; Nuernberger, B. (1994). Persistence in patchy irregular landscapes. *Theoretical Population Biology*, v. 45, p. 41–75.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v. 71, p. 355–366.
- Bacles, C. F. E.; Lowe, A. J.; Ennos, R. A. (2006). Effective Seed Dispersal Across a Fragmented Landscape. *Science*, v. 311, p. 628.
- Banks-Leite C.; Pardini, R.; Tambosi, L. R. et al. (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, v. 345, n. 6200, p. 1041-1045.
- Benayas, J. M. R.; Bullock, J. M.; Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.6, n. 6, p. 329-336.
- Benitez-Malvido, J. (1998). Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, v. 12, n. 12, p. 380-389.
- Boscolo, D.; Metzger, J. P. (2009). Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*, v. 24, p. 907-918.
- Bullock, J. M., Moy, I., Pywell, R. F., Coulson, S. J., Nolan, A. M., & Caswell, H. (2002). Plant dispersal and colonization processes at local and landscape scales. *Dispersal ecology*, p. 279-302.
- Campoe, O. C.; Stape, J. L.; Mendes, J. C. T. (2010). Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests?. *Forest Ecology and Management*, v. 259, n. 9, p. 1808-1814.
- Cole, R. J. (2009). Postdispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern Costa Rica. *Biotropica*, v. 41, n. 3, p. 319-327.
- Comita L. S. et al. (2014). Testing predictions of the Janzen–Connell hypothesis: a meta-analysis of experimental evidence for distance and density-dependent seed and seedling survival. *Journal of Ecology*, v. 102, p. 845–856.
- Cramer, J. M.; Mesquita, R. C. G.; Williamson, G. B. (2007). Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation*, v. 137, p. 415-423.
- Crouzeilles, R.; Curran, M.; Ferreira, M. S.; Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E.; Benayas, J. M. R. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications*, 7.

- Cubiña, A.; Mitchell Aide, T. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture 1. *Biotropica*, v. 33, n. 2, p. 260-267.
- Da Silveira, N. S.; Niebuhr, B. B. S.; Muylaert, R. dL.; Ribeiro, M. C.; Pizo, M. A. (2016). Effects of land cover on the movement of frugivorous birds in a heterogeneous landscape. *PLoS ONE*, v. 11, n. 6, e0156688.
- Dias, D. et al. 2015. Beauty before age: landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/rec.12293
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. v. 34, p. 487–515.
- FAO (2006) Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management. Forestry Paper 147. Available from: <http://www.fao.org> (accessed October 2007). United Nations Food and Agriculture Organization (FAO), Rome.
- Farwig, N.; Berens, D. G. (2012). Imagine a world without seed dispersers: a review of threats, consequences and future directions. *Basic and Applied Ecology*, v. 13, n. 2, p. 109-115.
- Fenner, M. (Ed.). (2000). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. Cabi.
- Galetti, M. et al. (2013). Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, v. 340, p. 1086-1090.
- Ganade, G. (2007). Processes affecting succession in old fields of Brazilian Amazonia. *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland*, p. 75-92.
- GRASS Development Team, 2015. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.0. Open Source Geospatial Foundation.
- Hansbauer, M. M.; Storch, I.; Pimentel, R. G.; Metzger, J. P. (2008). Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology*, v. 24, p. 291-299.
- Holl, K. D. (2012). Restoration of tropical forests. *Restoration Ecology: The New Frontie*, p. 103-114.
- Ingle, N.R., 2003. Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia*, v. 134, p. 251–261
- Jackson, H. B.; Fahrig, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, v. 24, n. 1, p. 52-63.
- Jordano, P.; Garcia, C.; Godoy, J. A.; Garcia-Castaño, J. L. (2007). Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *PNAS*, v. 104, n. 9, p. 3278–3282.
- Martensen, A.; Pimentel, R.; Metzger, J. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 141, p. 2184-2192.
- Martensen, A. C.; Ribeiro, M. C.; Banks-Leite, C.; Prado, P. L.; Metzger, J. P. (2012). Associations of Forest Cover, Fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*, v. 26, p. 1100-1111.
- McConkey, K. R.; Prasad, S.; Corlett, R. T.; Campos-Arceiz, A.; Brodie, J. F.; Rogers, H.; Santamaria, L. (2012). Seed dispersal in changing landscapes. *Biological Conservation*, v. 146, n. 1, p. 1-13.
- Mendes, C. P.; Ribeiro, M. C.; Galetti, M. (2015). Patch size, shape and edge distance influence seed predation on a palm species in the Atlantic forest. *Ecography*, v. 39, n. 5, p. 465-475.
- Muscarella, R.; Fleming, T. H. (2007). The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews*, v. 82, p. 573–590.
- Muylaert, R.; Stevens, R. D.; Ribeiro, M. C. (2016). Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications*, v. 26, n. 6, p. 1854-1867.
- Niebuhr, B. B. S. et al. (2015). Survival in patchy landscapes: the interplay between dispersal, habitat loss and fragmentation. *Scientific Reports*, v. 5, 11898.
- Okabe, A.; Satoh, T.; Sugihara, K. (2009). A kernel density estimation method for networks, its

computational method and a GIS-based tool. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 23, n. 1, p. 7-32.

Palmer, M. A., Falk, D. A., Zedler, J. B. (2006). Ecological theory and restoration ecology. *Foundations of restoration ecology*, 1.

Pardini R.; Bueno A. d A.; Gardner T. A.; Prado P. I.; Metzger J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE*, v. 5, n. 10, e13666.

Pardini, R., de Arruda Bueno, A., Gardner, T. A., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One*, 5(10), e13666.

Pejchar, L., Pringle, R. M., Ranganathan, J., Zook, J. R., Duran, G., Oviedo, F., & Daily, G. C. (2008). Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. *Biological Conservation*, v. 141, n. 2, p. 536-544.

Rabello, A. et al. 2010. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Delf.). *Biota Neotropica*, v. 10, n. 1, p. 47-54.

Ribeiro, M. C. (2010). Modelos de simulação aplicados à conservação de paisagens fragmentadas da Mata Atlântica brasileira. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Silva, R. F. B., et al. (2016) Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer*, p. 1-14.

Tambosi, L. R.; Martensen, A. C.; Ribeiro, M. C. Metzger, J. P. (2014). A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restoration Ecology*, v. 22, n. 2, p. 169-177.

Uriarte, M.; Anciães, M.; da Silva, M. T. B.; Rubim, P.; Johnson, E.; Bruna, E. M. (2011). Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. *Ecology*, v. 92, n. 4, p. 924-937.

Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, v. 70, n. 1, p. 164-168.

Wright, S. J.; Duber, H. C. (2001). Poachers and Forest Fragmentation Alter Seed Dispersal, Seed Survival, and Seedling Recruitment in the Palm *Attalea butyraceae*, with Implications for Tropical Tree Diversity. *Biotropica*, v. 33, n. 4, p. 583-595.

Zimmerman, J. K., Aide, T. M., & Lugo, A. E. (2007). Implications of land use history for natural forest regeneration and restoration strategies in Puerto Rico. *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland*, p. 51-74.

SOBRE O INPUT

O projeto Iniciativa para o Uso da Terra (INPUT) resulta de uma parceria entre a Agroicone e o Climate Policy Initiative (CPI) no Brasil. É composto por economistas, advogados, matemáticos, geógrafos e agrônomos que trazem ideias inovadoras para conciliar a produção de alimentos com a proteção ambiental.

Reunindo atores centrais dos setores público e privado, o INPUT mapeia os desafios para uma melhor gestão de recursos naturais e mobiliza agentes das cadeias produtivas para promover a regularização perante o Código Florestal. Além disso, visa avaliar e influenciar a criação de uma nova geração de políticas voltadas para uma economia de baixo carbono no Brasil.

Neste projeto, a Agroicone é responsável por gerar informações sobre as alternativas para restauração de vegetação nativa, bem como pela compensação de áreas de Reserva Legal, além de engajar o setor privado nos desafios da regularização e criar soluções setoriais que permitam a adequação em larga escala.

Saiba mais em: www.inputbrasil.org