

Mudanças nas leis florestais e o impacto na restauração florestal e conectividade na paisagem

Forest Laws changes and the impact on forest restoration and landscape connectivity

Liniker Christiano Milore Rotta¹, Ricardo Augusto Gorne Viani^{2*}, Victor Alexandre Carlotti Rosário³

¹ Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Araras, SP, Brasil.

² Departamento de Biotecnologia e Produção Vegetal e Animal, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Araras, SP, Brasil. Autor para correspondência: viani@cca.ufscar.br

³ Programa de Pós-graduação em Agricultura e Ambiente, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Araras, SP, Brasil.

RESUMO

Em paisagens degradadas, a restauração ecológica é essencial para aumentar a conectividade e prover serviços ecossistêmicos. No Brasil, o principal instrumento para alavancar a restauração é a Lei Florestal, que sofreu alterações em 2012, reduzindo as áreas a serem reflorestadas nas propriedades rurais. O objetivo deste estudo foi quantificar as áreas a serem restauradas e avaliar a conectividade funcional por meio da simulação de dois cenários de restauração florestal na microbacia hidrográfica das Posses, em Extrema-MG: o primeiro baseado no antigo Código Florestal (Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965) e o segundo, na nova Lei Florestal (Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012). Foram calculadas as áreas a serem restauradas e o percentual de cobertura florestal na microbacia para os dois cenários. Também foi analisada a conectividade funcional nos cenários propostos. Os dados foram processados e analisados no software de geoprocessamento ArcGIS. A nova Lei Florestal implicará numa redução de 212,08 ha de Áreas de Preservação Permanente e 101,05 ha de Reservas Legais a serem restauradas na microbacia. Com a nova Lei Florestal, a área de vegetação nativa prevista para a microbacia passaria de 514,22 ha (43,2%) para 201,09 ha (16,9%). A conectividade da paisagem cairia em média 10%. Conclui-se que o cenário proposto pela nova Lei Florestal causará evidente redução da área com florestas nativas, reduzindo a conectividade e limitando o percentual de cobertura florestal para um valor inferior ao limiar considerado mínimo para proporcionar a conservação da biodiversidade na paisagem.

Palavras-chave: código florestal, conectividade funcional, restauração ecológica.

ABSTRACT

In degraded landscapes, ecological restoration is essential to increase landscape connectivity and provide ecosystem services. In Brazil, the main legal instrument for leveraging ecological restoration is the Forest Code, which was reviewed in 2012, reducing mandatory restoration of forest areas on rural properties. The objective of this study was to quantify areas to be converted to native forests and to evaluate functional connectivity by the simulation of two distinct scenarios in Posses watershed, located at Extrema-MG, Southeastern Brazil. The first scenario was based on the old Forest Code (Law nº 4.771, September 15, 1965) and the second one on the new Forest Law (Law nº 12.651, May 25, 2012). We calculated the areas to be restored and the forest cover percentage for the two scenarios. We also assessed the functional connectivity for both. All the analyses and data processing were made in ArcGIS geoprocessing software. The new Forest Law will cause a reduction of 212.08 ha of Riparian Preservation Areas and 101.05 ha of Legal Reserves to be restored. With the new Forest Law, the area of native forest in the watershed would decrease from 514.22 ha



(43.2%) to 201.09 ha (16.9%). The landscape connectivity would fall in average 10%. We conclude that the new Forest Law scenario will cause an evident reduction in native forest area, decreasing functional connectivity and limiting forest cover in the watershed for a value lower than the minimum threshold for biodiversity conservation in the landscape.

Keywords: forest code, functional connectivity, ecological restoration.

INTRODUÇÃO

A degradação de alguns biomas tem comprometido a conservação da biodiversidade e a geração de serviços ecossistêmicos. A Mata Atlântica brasileira, por exemplo, sofreu uma rápida devastação com o crescimento urbano e industrial, e com a agricultura intensiva (Myers, 1997), passando de uma área estimada em mais de 1 milhão de Km² para menos de 16% remanescente, distribuídos em milhares de pequenos fragmentos florestais e algumas poucas florestas contínuas (Ribeiro et al., 2009). Em ambientes degradados como este, a restauração florestal é essencial como forma de aumentar a conectividade entre os fragmentos, além de promover serviços ecossistêmicos chaves para a conservação do solo e da água (Dominati et al., 2010; Sweeney e Newbold, 2014; Aguiar Junior et al., 2015; Monteiro et al., 2016).

No Brasil, o principal instrumento legal para promover a restauração é a Lei 12.651 de 25 de maio de 2012, que destina áreas nas propriedades rurais à conservação, recomposição e uso da vegetação nativa, considerada bem de interesse comum à sociedade brasileira (Brasil, 2012).

Essa lei (chamada recentemente de “nova Lei Florestal”), que substituiu o antigo Código Florestal (Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965), promoveu alterações significativas na delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APP) e das Reservas Legais (RL) a serem recompostas (Brasil, 1965). Essas mudanças reduzem as áreas destinadas à restauração florestal nas propriedades rurais. Estimativas em grande escala demonstram que o atendimento à nova lei deve reduzir em 87% as áreas de restauração em topo de morro e em 58% a área total destinada à restauração no Brasil (Soares-Filho et al., 2014). Com as mudanças, 90% das propriedades rurais do país podem ter áreas de desmatamento ilegal regularizadas, além de diminuir a quantidade de áreas de RL (Soares-Filho et al., 2014).

As estimativas de reduções das áreas a serem restauradas foram, até o momento, produzidas em larga

escala e não explicitam as eventuais mudanças em microbacias específicas. Ademais, não trazem os resultados de como isto afetaria a conectividade das paisagens, um aspecto importante para a conservação da biodiversidade e essencial para que as paisagens garantam a manutenção de fluxo gênico (Martensen et al., 2008; Tambosi et al., 2014) e a capacidade de suporte dos diversos serviços ecossistêmicos proporcionados pelas florestas em paisagens degradadas (Ferraz et al., 2014). O objetivo deste estudo é avaliar e quantificar as alterações nas APP ciliares e RL a serem restauradas, e na conectividade funcional da paisagem, em uma microbacia específica, a partir da simulação de dois cenários distintos: o do antigo Código Florestal (Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965) e o da nova Lei Florestal (Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na microbacia das Posses, inserida na cabeceira do Rio Jaguarí, dentro da Bacia do Rio Piracicaba, município de Extrema-MG. Extrema está posicionada no Espigão Sul da Serra da Mantiqueira, sul de Minas Gerais, e possui sete microbacias, destacando-se pela grande quantidade de água produzida, dentro do Sistema Cantareira, um dos principais mananciais de abastecimento do Brasil (Pereira et al., 2010). A microbacia tem área de 1.190 ha e sua principal atividade agrícola é a pecuária leiteira. A vegetação nativa original é descrita como Floresta Estacional Semidecidual (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012).

O clima na microbacia das Posses, de acordo com classificação de Köppen, é o Cwb, caracterizado como mesotérmico de verões brandos e suaves e estiagem de inverno. A precipitação média anual é de 1.477 mm, com temperatura média anual em torno de 18 °C, tendo no mês mais quente 25,6 °C e no mês mais frio 13,1 °C, com ocorrência anuais de geadas (Silva, 2008). A altitude dentro da área estudada varia de 937 a 1.456 m, com

a predominância de dois tipos de solos, Argissolo e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico.

Geoprocessamento e Quantificação das Áreas a Serem Restauradas nos Dois Cenários

A base de dados cartográfica utilizada pertence ao Departamento de Meio Ambiente da Prefeitura de Extrema-MG e consiste de arquivos do tipo vetorial (delimitação da microbacia, das propriedades rurais, hidrografia e nascentes). O processamento dos dados foi feito no software ArcGis 10.2.2, que se trata de um Sistema de Informações Geográficas (SIG).

Inicialmente, foram vetorizados todos os fragmentos florestais já existentes na microbacia, considerando imagens de satélite do ano de 2016, obtidas no Google Earth Pro. Posteriormente, foram quantificadas as APP ciliares e as RL que deveriam ser restauradas em cada propriedade, em cada cenário.

O primeiro cenário considerou as normas para a delimitação das APP e definição do percentual de RL conforme disposto no Código Florestal, Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. Assim, para este caso, considerou-se todos os rios na microbacia com menos de 10 m de largura, determinando uma APP com largura de 30 m para os cursos d'água e de 50 m para nascentes, independentemente do tamanho das propriedades. Além do mais, foi considerado que 20% de cada propriedade deveria ser RL, sem o cômputo das APP.

Para o segundo cenário, considerou-se a delimitação das APP e RL a serem recompostas de acordo com a Lei Florestal Lei nº 12.651 de 25 de maio 2012, incluindo normas para propriedades com diferentes tamanhos e considerando a definição de áreas de uso rural consolidado, que seriam as áreas da propriedade com ocupação antrópica antes de 22 de julho de 2008 (Lei nº 12.651, art. 3º, inciso IV, Brasil, 2012). No cenário 2, foi considerado que todas as propriedades da microbacia tinham área rural consolidada nos trechos da APP que estavam sem florestas conservadas ou em restauração, pois já utilizavam essas áreas para fins agrossilvipastoris antes de julho de 2008.

Avaliação da Conectividade da Paisagem

Para avaliar a conectividade, foi simulado o movimento de espécies nativas da fauna na paisagem, que ocorreria nos dois cenários. Estudo feito por Awade e Metzger

(2008), identificou a probabilidade de duas espécies de aves cruzarem áreas não ocupadas por florestas nativas na paisagem, em diferentes distâncias, entre elas 25 m e 50 m. Assim, simulamos a conectividade que haveria na paisagem caso as espécies nativas fossem capazes de adentrar áreas não florestais, de acordo com estas distâncias citadas acima. Essa análise permite inferir, em função das distâncias definidas, se dois fragmentos de florestas espacialmente separados estariam funcionalmente conectados, proporcionando os processos de circulação da fauna e fluxo gênico entre eles, que são fundamentais para a conservação da biodiversidade nos fragmentos florestais da paisagem (Laurance et al., 1998; Tabarelli e Peres, 2002; Fleury e Galetti, 1997).

Na simulação com 25 m de distância, a área de florestas nativas de cada cenário foi ampliada em 25 m para além da borda (comando buffer no Arcgis). Posteriormente, calculou-se a área da microbacia que estaria ocupada pela soma das florestas nativas e dessa área de expansão, pois isto representaria a área de circulação da fauna na paisagem e expressaria a conectividade funcional da mesma. Esse valor de área foi dividido pela área total da microbacia, de modo a se obter, para cada cenário, um valor percentual de conectividade funcional da paisagem. Os procedimentos acima foram repetidos para a simulação de 50 m, porém, considerando que neste caso, a fauna seria capaz de circular para até 50 m além da borda dos polígonos de florestas nativas. Desse modo, a simulação com 25 m representaria uma conectividade florestal menor e uma medida mais conservadora da capacidade da fauna nativa em circular pela paisagem não florestal. Isto porque há maior probabilidade das espécies de aves se deslocarem de uma matriz para a outra nessa distância do que na distância de 50 m (Awade e Metzger, 2008), que seria uma simulação mais otimista da conectividade na paisagem.

É bem provável que cada espécie da fauna tenha sua distância específica de circulação para além das áreas florestais. Entretanto, o uso de 25 m e 50 m nas simulações permite visualizar, hipoteticamente, o quanto a conectividade e o fluxo da biodiversidade poderiam ser modificados em uma microbacia em função das alterações ocorridas nos dois cenários.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A APP ciliar abrange 326,15 ha; representando 25,99% da área total da microbacia (Figura 1). Este valor é bastante superior ao comumente encontrado em outras regiões (Valle Júnior et al., 2010; Garcia et al., 2013; Nardini et al., 2015). O elevado percentual de APP é explicado pelo alto número de nascentes (114) e cursos d'água, que caracterizam a região de Extrema-MG, localizada na Serra da Mantiqueira.

No cenário 1, obtido a partir do Código Florestal, a APP que deveria ser mantida com floresta ou restaurada representa toda a área da APP, ou seja, os 326,15 ha. No cenário 2, da nova Lei Florestal, a área ocupada pela APP a ser recomposta equivale a 76,89 ha; incluindo os remanescentes de vegetação nativa já existentes. Este valor equivale a 6,13% da área da microbacia (Figura 1, Tabela 1) e a apenas 24,12% da APP ciliar total. Ainda considerando a nova Lei Florestal (cenário 2), se contabilizados também os remanescentes florestais existentes na APP, mas fora da faixa da recomposição obrigatória (estes em tese não podem e não serão

desmatados), a floresta na APP ciliar seria de 104,19ha, valor que equivale a 8,30% da microbacia e a menos de um terço da área com floresta ciliar prevista no cenário 1.

As propriedades de até 1 módulo fiscal, ou seja, em Extrema-MG, aquelas de até 20 ha, representam 99 das 108 propriedades da microbacia e 64,35% da área total da microbacia, e apenas duas propriedades têm área superior a dois módulos fiscais. A predominância de pequenas propriedades rurais (Lei 12.651 de 2012, artigo 3º, inciso V, Brasil, 2012) na microbacia, fator determinante na delimitação da faixa de recomposição das APP na lei atual, gerou uma queda de 75,78%, nas áreas de APP a serem restauradas no cenário 2. Ressalta-se que as faixas de recomposição da vegetação ciliar terão 15 m no entorno de nascentes e de 5 m a 15 m às margens dos cursos d'água gerados na microbacia no cenário 2 com a nova Lei Florestal. Estas metragens são inferiores ao mencionados como ideal para que a floresta ciliar exerça seu papel de evitar a sedimentação, propiciar a retenção de nutrientes e proteger os cursos d'água (Sparovek et al., 2002; Momoli et al., 2007; Sweeney e Newbold, 2014; Aguiar Junior et al., 2015; Hansen et al., 2015; Momoli e Cooper, 2016).

Embora não estejam quantificados, o cenário 2, da nova lei, deve gerar impactos negativos expressivos nos serviços ecossistêmicos gerados por florestas na microbacia estudada. Além disso, as APP ciliares são fundamentais para a persistência de populações de mamíferos, aves e peixes (Reys et al., 2009), pois criam na paisagem corredores que permitem a conectividade de populações previamente isoladas. Esse estreitamento generalizado da APP poderá levar a uma ruptura da conectividade garantida pelos corredores de florestas

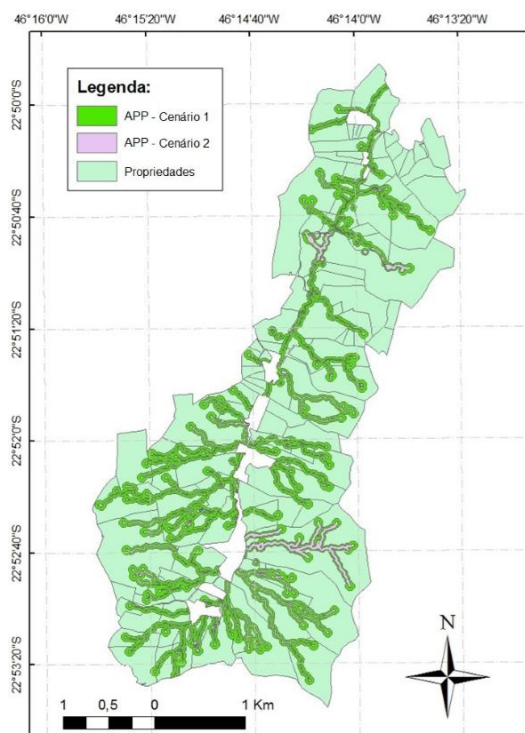


Figura 1. Área de Preservação permanente (APP) conforme cenário 1 (verde escuro, antigo Código Florestal), e Área de Preservação Permanente a ser recomposta no cenário 2 (rosa, nova Lei Florestal), Microbacia das Posses, Extrema-MG.

Tabela 1. Área a restaurar na microbacia das Posses, Extrema-MG, de acordo com cenários simulados para o antigo Código Florestal e para a nova Lei Florestal.

Cenário	APP a restaurar	RL a restaurar	Total a restaurar
Cenário 1 (Antigo Código Florestal)	276,09 ha	101,05 ha	377,14 ha
Cenário 2 (Nova Lei Florestal)	64,15 ha	0 ha	64,01 ha

ripárias e influenciar a persistência destas espécies na paisagem.

Os remanescentes florestais representam 14,9% da área da microbacia. No cenário 1 haveria um déficit de 101,01 ha (8,49%) de RL que deveria ser restaurada. No cenário 2, não há déficit de RL, visto que na nova Lei Florestal, apenas propriedades maiores que quatro módulos têm que ter os percentuais exigidos por lei para a RL (na Mata Atlântica 20%). Entretanto, nenhuma propriedade da microbacia possui mais que quatro módulos fiscais, não necessitando assim recompô-la ao nível de 20% da propriedade. Deste modo, constata-se uma redução total de 313,13 ha (83%) de restauração florestal (Tabela 1), valor similar ao 87% obtido por simulação em larga escala para todo o Brasil (Soares-Filho et al., 2014).

Se todas as áreas fossem restauradas conforme a exigência legal de cada cenário, a microbacia das Posses teria 514,22 ha (43,20%) e 201,09 ha (16,9%), respectivamente no cenário 1 (antigo Código Florestal) e no cenário 2 (na nova Lei Florestal), incluindo em ambos os cenários os remanescentes florestais já existentes. Essa grande diferença entre percentuais de vegetação nativa entre os cenários pode implicar em uma perda de diversidade biológica já que, por exemplo, no Brasil, um limiar de 30% de cobertura florestal representa uma perda muito grande de habitat, assim como tende a gerar paisagens com pequenos fragmentos isolados influenciando ainda mais nessa perda (Martensen et al., 2008; Metzger et al., 2009). Fragmentos pequenos e mais isolados tem mais área sob efeito de borda e tendem a ser mais degradados. Consequentemente, há maiores taxas de predação de sementes (Fleury e Galetti, 1997), de recrutamento de espécies ruderais (Tabarelli e Peres, 2002) e de mortalidade de árvores de grande porte (Laurance et al., 1998).

Por fim, em relação a conectividade das áreas de floresta (hábitat) na paisagem, se as espécies fossem capazes de circular em até 25 m para além da borda das áreas florestais, teríamos que 60,27% da área microbacia estaria conectada no cenário 1 e 48,16% no cenário 2 (Tabela 2). Ou seja, haveria uma redução de 12% da área da microbacia que estaria conectada pelas áreas que seriam fruto da restauração florestal nos dois cenários. Esse percentual decaiu para 7% na simulação

de 50 m, uma vez que pequenas manchas de florestas do cenário 2 passam a estar conectadas, caso fosse possível o deslocamento para até 50 m para além da borda das áreas florestais (Tabela 2).

Há grande diferença nos percentuais de cobertura florestal que existiriam na microbacia em cada cenário (de 43,2% no cenário 2 para 16,9% no cenário 1). Além disso, no cenário 2, o valor de cobertura florestal que seria atingido com nova Lei Florestal seria inferior aos limiares desejados para conservação da biodiversidade na paisagem. Entretanto, mesmo na simulação menos favorável de conectividade, que prevê a circulação das espécies para além da área florestal em até 25 m, gerou com a nova Lei Florestal (cenário 2), uma conectividade alta de 48,18% na microbacia (Tabela 2). Este fato ocorre em função da alta presença de remanescentes florestais na microbacia em relação aos padrões hoje observados para a maior parte da Floresta Estacional Semidecidual do sul e sudeste do Brasil (Ribeiro et al., 2009) e também ao elevado percentual de APP ciliar na área de estudo, quando comparada a outras áreas (Valle Júnior et al., 2010; Garcia et al., 2013; Nardini et al., 2015).

Os resultados deste estudo confirmam previsões e estimativas em larga escala de que as mudanças ocorridas na legislação florestal, embora representem um ganho de área legalmente cultivável aos produtores rurais, principalmente às pequenas propriedades; gerarão uma grande redução da área a ser restaurada e, conseqüentemente, do percentual futuro de florestas nas paisagens agrícolas, com impactos possíveis à conservação da biodiversidade (Metzger, 2010; Soares-Filho et al., 2014).

Tabela 2. Área (e percentual) da microbacia das Posses, em Extrema-MG, que estaria conectada pelos cenários simulados para o antigo Código Florestal e a Nova Lei Florestal, considerando diferentes faixas de deslocamento das espécies na matriz, para além da área florestal.

Cenários	Faixa de deslocamento das espécies além da área florestal	
	25 m	50 m
Cenário 1 (Antigo Código Florestal)	756,09 ha (60,27%)	951,21 ha (75,82%)
Cenário 2 (Nova Lei Florestal)	604,24 ha (48,16%)	841,89 ha (67,90%)
Redução percentual	12,11	7,92

O fato de na microbacia estudada predominarem pequenas propriedades, torna as mudanças mais evidentes, pela menor exigência de faixas de vegetação no entorno de rios e nascentes em áreas rurais consolidadas. Por outro lado, a microbacia tem um alto percentual de sua área na APP e também um percentual de vegetação nativa remanescente maior do que o comumente encontrado em outras regiões do centro-sul do Brasil, fatos que talvez minimizem os impactos dessas mudanças numa microbacia com essa predominância de propriedades pequenas. Seria pertinente que mais estudos fossem realizados em outras microbacias, com outras características quanto ao tamanho das propriedades e em diferentes situações quanto à APP e presença de remanescentes. Além disso, seria importante simular como essas mudanças afetariam também a provisão de serviços ecossistêmicos chaves, relacionados ao estoque de carbono e à redução de erosão e sedimentação nas paisagens agrícolas.

CONCLUSÕES

A mudança na Lei Florestal brasileira, com a aprovação da Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 implicará, na microbacia estudada, em uma diminuição substancial das APP ciliares que deveriam ser restauradas. Além disso, com a nova Lei Florestal, novas áreas de RL não deverão ser estabelecidas na microbacia estudada, mantendo-a com percentuais de floresta nativa aquém do limiar considerado ideal para a conservação da biodiversidade na paisagem. Os resultados encontrados corroboram estimativas realizadas em larga escala acerca dos impactos da mudança da lei florestal sobre restauração de florestas nativas em paisagens agrícolas.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de Iniciação Científica ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS

AGUIAR JUNIOR, T.R., ROSERA, K., PARRON, L.M., BRITO, A.G. & FERREIRA, M.T., 2015. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: the impacts of no-till crops

practices. *Agricultural Water Management*, vol. 149, pp. 74-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2014.10.031>.

AWADE, M. & METZGER, J.P., 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds & their response to fragmentation. *Austral Ecology*, vol. 33, no. 7, pp. 863-871. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x>.

BRASIL. Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. *Diário Oficial da União*, Brasília, 16 set. 1965.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 28 maio 2012.

DOMINATI, E., PATTERSON, M. & MACKAY, A.A., 2010. A framework for classifying & quantifying the natural capital & ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, vol. 69, no. 9, pp. 1858-1868. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>.

FERRAZ, S.F.B., FERRAZ, K.M.P.M.B., CASSIANO, C.C., BRANCALION, P.H.S., DALUZ, D.T.A., AZEVEDO, T.N., TAMBOSI, L.R. & METZGER, J.P., 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, vol. 29, no. 2, pp. 187-200. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>.

FLEURY, M. & GALETTI, M., 1997. Forest fragment size & microhabitat effects on palm seed predation. *Biological Conservation*, vol. 131, no. 1, pp. 1-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.049>.

GARCIA, Y.M., LEAL, I.S.S. & CAMPOS, S.A., 2013. Legislação ambiental aplicada nas áreas de preservação permanente da microbacia do Ribeirão Duas Águas – Botucatu (SP). *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, vol. 9, no. 2, pp. 306-324.

HANSEN, B.D., REICH, P., CAVAGNARO, T.R. & LAKE, P.S., 2015. Challenges in applying scientific evidence to width recommendations for riparian management in agricultural Australia. *Ecological Management & Restoration*, vol. 16, no. 1, pp. 50-57. <http://dx.doi.org/10.1111/emr.12149>.

- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2012. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE. 271 p.
- LAURANCE, W.F., LAURANCE, S.G., FERREIRA, L.V., MERONA, J.M.R., GASCON, C. & LOVEJOY, T.E., 1998. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science*, vol. 278, no. 5340, pp. 1117-1118. <http://dx.doi.org/10.1126/science.278.5340.1117>.
- MARTENSEN, A.C., PIMENTEL, R.G. & METZGER, J.P., 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 141, no. 9, pp. 2184-2192. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>.
- METZGER, J.P., 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, vol. 8, no. 1, pp. 1-5. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.00801017>.
- METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., DIXO, M., BERNACCI, L.C., RIBEIRO, M.C., TEIXEIRA, A.M.G. & PARDINI, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, vol. 142, no. 6, pp. 1166-1177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>.
- MOMOLI, R.S. & COOPER, M., 2016. Erosão hídrica em solos cultivados e sob mata ciliar. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, vol. 51, no. 9, pp. 1295-1305. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900029>.
- MOMOLI, R.S., COOPER, M. & CASTILHO, S.C.P., 2007. Sediment morphology and distribution in a restored riparian forest. *Scientia Agricola*, vol. 64, no. 5, pp. 486-494. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162007000500006>.
- MONTEIRO, J.F., KAMALI, B., SRINIVASAN, R., ABBASPOUR, K. & GUCKER, B., 2016. Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment. *Ecohydrology*, vol. 9, no. 7, pp. 1289-1303. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1726>.
- MYERS, N., 1997. Florestas tropicais e suas espécies: sumindo, sumindo...? In: E.O. WILSON, orgs. *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, pp. 36-45.
- NARDINI, R.C., CAMPOS, S., RIBEIRO, F.L., GOMES, L.N., FELIPE, A.C. & CAMPOS, M., 2015. Avaliação das áreas de conflito de uso em APP da microbacia do Ribeirão Morro Grande. *Caminhos de Geografia*, vol. 16, no. 55, pp. 104-113.
- PEREIRA, P.H., CORTEZ, B.A., TRINDADE, T. & MAZOCHI, M.N., 2010. *Conservador das águas*. Extrema: Departamento de Meio Ambiente de Extrema. 66 p.
- REYS, P., SABINO, J. & GALETTI, M., 2009. Frugivory by the fish *Brycon hilarii* (Characidae) in western Brazil. *Acta Oecologica*, vol. 35, no. 1, pp. 136-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2008.09.007>.
- RIBEIRO, M., METZGER, J.P., MARTENSEN, A., PONZONI, F. & HIROTA, M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 142, no. 6, pp. 1141-1153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- SILVA, M.L.N., 2008. *Monitoramento e modelagem de atributos indicadores qualidade do solo em relação à recarga de água e perdas de solo e água por erosão hídrica na sub-bacia das Posses, no município de extrema, região sul do estado de minas gerais: proposta de projeto*. Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, Prefeitura Municipal de Extrema. 59 p.
- SOARES-FILHO, B.S., RAJÃO, R., MACEDO, M., CARNEIRO, A., COSTA, W.L.S., COE, M., RODRIGUES, H. & ALENCAR, A., 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, vol. 344, no. 6182, pp. 363-364. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1246663>.
- SPAROVEK, G., RANIERI, S.B.L., GASSNER, A., MARIA, I.C., SCHNUG, E., SANTOS, R.F. & JOUBERT, A., 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 90, no. 2, pp. 169-175. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00195-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00195-5).
- SWEENEY, B. W. & NEWBOLD, J. D., 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *American Water Resources Association*, vol. 50, no. 3, pp. 560-584.
- TABARELLI, M. & PERES, C.A., 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation*, vol. 106, no. 2, pp. 165-176. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00243-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00243-9).

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*, vol. 22, no. 2, pp. 169-177. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12049>.

VALLE JÚNIOR, R.F.J., PISSARA, T.C.T., PASSOS, A.O., RAMOS, T.G. & ABDALA, V.L., 2010. Diagnóstico das áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do Rio Tijuco, Ituiutaba - MG, utilizando tecnologia SIG. *Engenharia Agrícola*, vol. 30, no. 3, pp. 495-503. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162010000300013>.