

Dinâmica da regeneração de florestas nativas em duas regiões do estado de São Paulo



***Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Territorial
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento***

DOCUMENTOS 125

*Carlos Cesar Ronquim
Cristina Aparecida Gonçalves Rodrigues
Marcelo Fernando Fonseca*

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Territorial
Av. Soldado Passarinho, nº 303
Fazenda Chapadão
13070-115, Campinas, SP
Fone: (19) 3211.6200
www.embrapa.br/territorial
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações
da Embrapa Territorial

Presidente
Sérgio Gomes Tôsto

Secretário-Executivo
André Luiz dos Santos Furtado

Membros
Bibiana Teixeira de Almeida, Carlos Alberto de Carvalho, Cristina Aparecida Gonçalves Rodrigues, José Dilcio Rocha, Suzi Carneiro, Vera Viana dos Santos Brandão, Ângelo Mansur Mendes, Carlos Fernando Quartaroli e Marcelo Fernando Fonseca

Supervisão editorial
Suzi Carneiro e Bibiana Teixeira de Almeida

Revisão de texto
Bibiana Teixeira de Almeida

Normalização bibliográfica
Vera Viana dos Santos Brandão

Projeto gráfico da coleção
Carlos Eduardo Felice Barbeiro

Editoração eletrônica e tratamento das ilustrações
Suzi Carneiro

Ilustração da capa
Pichelli, K. R.

1ª edição
1ª impressão (2018): versão on-line

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Territorial

Dinâmica da regeneração de florestas nativas em duas regiões do estado de São Paulo / Carlos Cesar Ronquim... [et al.]. – Campinas: Embrapa Territorial, 2018.
19 p.: il. ; (Documentos / Embrapa Territorial, ISSN 0103-7811; 125).

1. Regeneração da floresta. 2. Sistema de informação geográfica. 3. Uso da terra. 4. Vegetação nativa. I. Ronquim, Carlos Cesar. II. Fonseca, Marcelo Fernando. III. Rodrigues, Cristina Aparecida Gonçalves. IV. Título. V. Série.

CDD 634.956

Autores

Carlos Cesar Ronquim

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ecologia e Recursos Naturais, pesquisador da Embrapa Territorial, Campinas, SP

Cristina Aparecida Gonçalves Rodrigues

Zootecnista, Doutora em Biologia Vegetal, pesquisadora da Embrapa Territorial, Campinas, SP

Marcelo Fernando Fonseca

Geógrafo, Doutor em Geografia, analista da Embrapa Territorial, Campinas, SP

Sumário

Introdução.....	9
Material e métodos.....	10
Área de estudo	10
Mapeamento do uso e cobertura das terras e declividade do terreno	11
Resultados e discussão.....	13
Considerações finais	17
Agradecimentos.....	18
Referências	18

Introdução

Devido à importância intrínseca já comprovada dos ecossistemas florestais, tem sido crescente o interesse do Estado, dos institutos de pesquisa, do setor privado e da sociedade civil organizada nas causas da perda ou potencial de regeneração de florestas nativas (Victor et al., 2005; Ehlers, 2007; Farinaci e Batistella, 2012; Ferreira et al., 2015; Silva et al., 2016; Ronquim et al., 2016; Molin et al., 2017; Calaboni et al., 2018; Molin et al., 2018; Silva et al., 2018).

Grande parte da vegetação florestal nativa do estado de São Paulo foi suprimida para dar espaço às atividades agropecuárias desde o início do século XX (Dean, 1997; Victor et al., 2005). Levantamento aerofotográfico de 1962 revelou que as florestas nativas do estado de São Paulo já estavam em limites bastantes críticos, de 13,7%, em relação à área total do território, ou 3.425.800 ha (Chiarini; Coelho, 1969).

A partir de meados da década de 1970, grande parte do interior do estado de São Paulo passou a apresentar mudança de uso e cobertura das terras quase que exclusivamente para uso agrícola e para a pecuária, mudança essa provocada principalmente pela expansão das áreas de cana-de-açúcar sobre outros usos agropecuários, e não mais pela derrubada de florestas para abertura de novos campos (Sparovek et al., 2007; Rudorff et al., 2010).

Entretanto, mesmo com queda do desmatamento para o cultivo agropecuário, em 2017 a cobertura vegetal do estado de São Paulo era de apenas 13,7% (Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2018), valor idêntico ao do ano de 1962 (Chiarini; Coelho, 1969), com grande parte dessa vegetação concentrada em áreas escarpadas e de difícil acesso (Victor et al., 2005). Em 2017 o desmatamento da Mata Atlântica no Brasil e no estado de São Paulo foi de 12.562 ha e 90 ha, respectivamente. Esse foi o menor valor total de desmatamento para o estado de São Paulo na série histórica monitorada desde 1985 (Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2018).

Esse novo fenômeno de queda na taxa de desflorestamento da Mata Atlântica no estado a partir da década de 1990 passou a ocorrer porque, além do quantitativo relativamente pequeno de remanescentes, houve esforço do estado em coibir o desmatamento, com maior controle e fiscalização, autuação de desmatamento ilegal e maior exigência no respeito às leis e aos instrumentos ambientais, incluindo a Constituição Federal de 1988, o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) e a Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006), a única a proteger um bioma (Victor et al., 2005; Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2018).

Além da queda na taxa de desflorestamento, ocorreram também alguns ganhos florestais. Dados do Instituto Florestal (Kronka et al., 2005) indicaram que, ao longo da década de 1990, houve um acréscimo de 2,82% na área de mata nativa no estado. Foram observados, nos últimos anos, ganhos líquidos de cobertura florestal nativa em uma base mais ampla de municípios (Ehlers, 2007; Farinaci; Batistella, 2012; Ferreira et al., 2015; Ronquim et al., 2016; Silva et al., 2016; Molin et al., 2017; Calaboni et al., 2018; Silva et al., 2018). A partir de então, muitos estudos apontam a ocorrência da chamada “transição florestal” no estado de São Paulo (Farinaci; Batistella, 2012; Silva et al., 2016; Molin et al., 2017; Calaboni et al., 2018; Silva et al., 2018). A hipótese da “transição florestal” (Rudel et al., 2005) afirma que países urbanizados e industrializados apresentam, em algum momento de seu desenvolvimento, a inversão dos padrões de dinâmica florestal. Como São Paulo é o estado mais industrializado e urbanizado do País, há possibilidade de esse fenômeno estar ocorrendo.

Entretanto, o uso e a ocupação das terras nas diferentes regiões do estado de São Paulo são muito diversos e podem apresentar distintas dinâmicas florestais. No interior, onde há presença dos biomas Cerrado e Mata Atlântica, ocorre a ocupação principalmente por culturas agrícolas vinculadas ao agronegócio, as quais competem entre si por espaço, influenciada pela expansão das áreas de cana-de-açúcar em terrenos mais planos e solos mais férteis (Rudorff et al., 2010; Ronquim; Fonseca, 2018). Já as regiões mais próximas ao litoral ou à Serra da Mantiqueira e à Serra do Mar, inseridas no bioma Mata Atlântica, apresentam relevo acidentado que dificulta a ocupação por culturas agrícolas e, portanto, são ocupadas principalmente pelo uso antrópico de pastagens cultivadas em pequenas e médias propriedades rurais, e a vegetação florestal nativa ocupa parte considerável de sua área (Ronquim et al., 2016; Silva et al., 2016; Molin et al., 2017).

Compreender melhor os processos de recuperação ou perda florestal nas distintas regiões paulistas é um desafio. Este estudo busca identificar os fatores biofísicos relacionados ao desmatamento, à expansão da agropecuária e à recuperação das florestas nativas do estado de São Paulo em duas regiões e, para isso, analisa a evolução dessas regiões ao longo do tempo (cerca de 30 anos). Uma das áreas estudadas é caracterizada pela disputa por terras entre setores do agronegócio e a outra é uma região com terrenos predominantemente irregulares e que apresenta a pecuária como principal atividade agroeconômica. Compreender os fatores associados a esses processos permite explorar cenários futuros de mudanças no uso das terras e suas consequências para a cobertura florestal nativa, bem como apoiar o estabelecimento de políticas públicas voltadas à conservação da natureza e produção agropecuária.

Material e métodos

Área de estudo

A Região 1 delimitada neste estudo é composta pelas bacias hidrográficas, ou parte das bacias, dos rios Baixo Pardo/Grande, Mogi-Guaçu, Pardo, Piracicaba/Capivari/Jundiaí, Sapucaí/Grande, Tietê/Batalha, Tietê/Jacaré e Turvo/Grande. Essa área representa 5,2 milhões de hectares, ou 20,5% do território paulista, e é composta por 125 municípios (Figura 1). Toda essa área apresentava cobertura vegetal original predominantemente dos biomas Cerrado e Mata Atlântica e relevo variando, em sua grande maioria, entre plano, suave-ondulado e ondulado, entre 0% e 20% de declividade (Kronka, 2005; Quartaroli et al., 2006). Atualmente é ocupada por culturas ligadas ao agronegócio, que competem entre si por espaço, influenciadas especialmente pela expansão das áreas de cana-de-açúcar.

A Região 2 localiza-se na porção paulista da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e contempla 34 municípios. Apresenta área de 1,4 milhão de hectares e está situada entre duas formações montanhosas, conhecidas por Serra da Mantiqueira e Serra do Mar. A bacia insere-se no bioma Mata Atlântica, em uma paisagem caracterizada como “mares de morros” (Figura 1). Suas áreas planas ou com relevos suave-ondulados estão concentradas na parte baixa do vale e têm como eixo principal o Rio Paraíba do Sul, que é margeado paralelamente, em grande parte, pela rodovia federal Presidente Dutra, principal eixo viário da região e conector das regiões metropolitanas mais importantes do Brasil, o eixo São Paulo—Rio de Janeiro (Kronka, 2005; Devide et al., 2014; Ronquim et al., 2016).

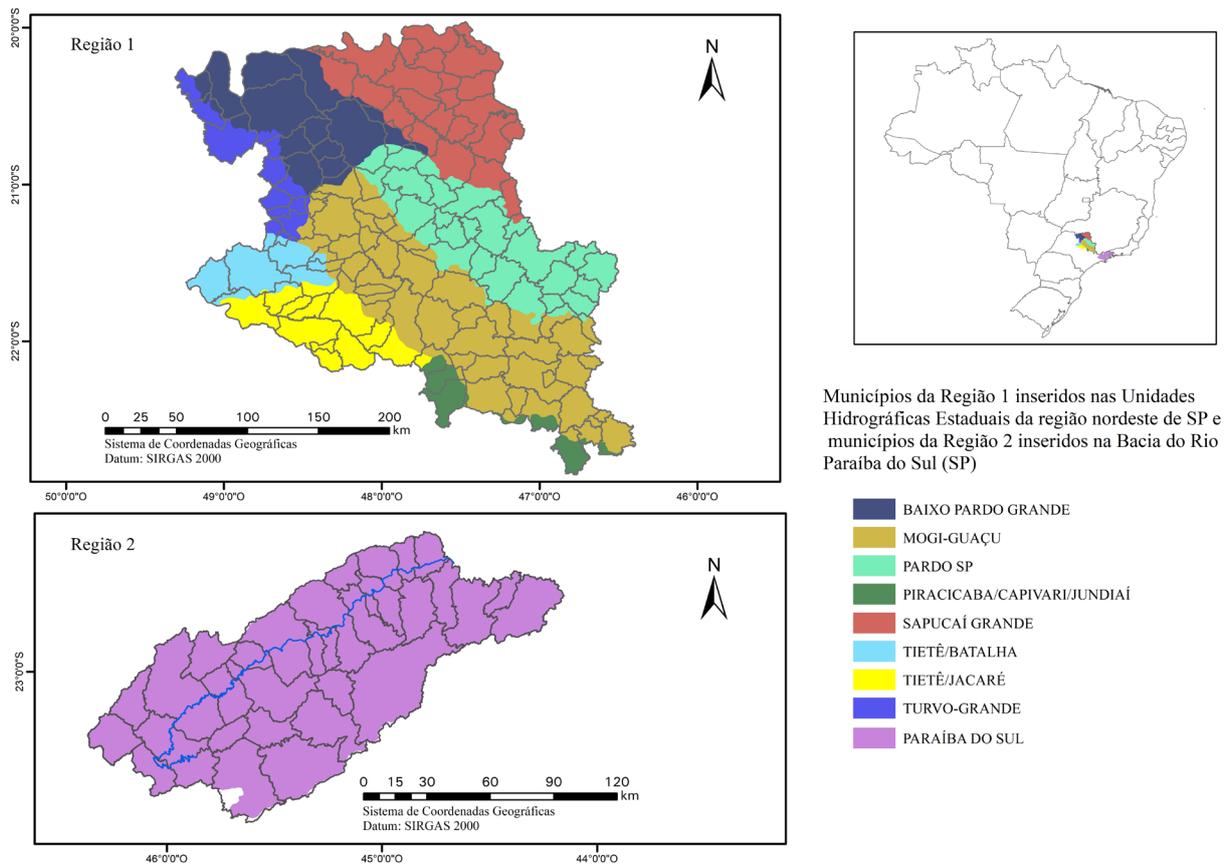


Figura 1. Mapas da localização geográfica da Região 1 (5,2 milhões de hectares), composta pelas bacias hidrográficas, ou por parte das bacias hidrográficas, dos rios Baixo Pardo/Grande, Mogi-Guaçu, Pardo, Piracicaba/Capivari/Jundiaí, Sapucaí/Grande, Tietê/Batalha, Tietê/Jacaré e Turvo/Grande, e Região 2 (1,4 milhão de hectares), composta pela bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.

Mapeamento de uso e cobertura das terras e declividade do terreno

Para a Região 1, o período de análise compreendeu os anos de 1988 e 2016, e, para a Região 2, os anos de 1985 e 2015, em virtude da vinculação a estudos e projetos científicos desenvolvidos em períodos diferentes.

No caso da Região 1, para o ano de 1988, o mapeamento foi feito a partir da obtenção de imagens orbitais do satélite Landsat 5 Thematic Mapper (TM), bandas RGB321 no espectro do visível, com resolução espacial de 30 m, a partir das seguintes órbitas-ponto: 219/75, 219/76, 220/74, 220/75, 220/76, 221/74 e 221/75. Após a inserção e preparação das imagens no software de análise ArcGis 10.5, as classes de uso das terras foram mapeadas por meio de interpretação visual e seguindo procedimentos de referência de Quartaroli et al. (2006). Já para o ano de 2016, as áreas de cultivo da cana-de-açúcar foram classificadas a partir da atualização dos mapas de base gerados pelo Projeto Canasat (Rudorff et al., 2010), com a interpretação visual em tela de imagens de alta resolução do software Google Earth Pro e a inclusão das novas áreas ocupadas por esse cultivo em ambiente computacional, também por meio do software de mapeamento, comparando-os e adicionando-os à base de dados a partir do processo de digitalização e preenchimento da tabela de atributos.

No caso da Região 2, o mapeamento de uso e cobertura das terras de 2015 utilizou um conjunto de duas imagens Landsat 8 (Operational Land Imager, OLI), cenas das órbitas-ponto 218/76 e 219/76, pré-selecionadas e sem presença significativa de nuvens. As duas imagens do Landsat 8 cobriram toda a área de estudo do Rio Paraíba do Sul (Figura 1). O mapeamento de uso e cobertura das terras de 1985 utilizou um conjunto de imagens Landsat 5 Thematic Mapper (TM), imagens constituintes de acervo histórico. As imagens disponíveis na plataforma GloVis Geological Survey foram recuperadas usando o processamento do Nível 1T (USGS). O pré-processamento de imagens consistiu na correção atmosférica usando a análise atmosférica por linha de visão rápida de algoritmo hipercubo (FLAASH). Após a correção atmosférica, as imagens foram segmentadas utilizando os parâmetros: algoritmo de segmentos, borda; escala nível, 30; algoritmo de mesclagem, cronograma *full lambda*; e mesclar nível (implementado no ENVI 5.1, extração de funcionalidade baseada). Um filtro *texture kernel size* foi mantido com 3 x 3 pixels de tamanho.

O conjunto de dados de treinamento foi coletado usando interpretação visual das imagens de alta resolução espacial disponíveis na plataforma Google Earth. Para cada cena, foi selecionado um número diferente de amostras aleatórias para cada classe de uso e cobertura das terras, uma vez que cada imagem Landsat 8 usada para mapeamento do ano de 2015 cobriu diferentes percentuais da área de estudo: a cena 219/76 cobriu aproximadamente 35% da bacia do Rio Paraíba do Sul no estado de São Paulo, enquanto a cena 218/76 cobriu os 65% restantes. Cerca de 1.000 amostras foram coletadas para cada classe da classificação de uso e cobertura das terras, para avaliar a precisão global da cena 218/76, e 200 amostras de cada classe foram coletadas para a cena 219/76. Com base no conjunto de dados de treinamento total para cada imagem Landsat 8, foi atribuído aleatoriamente um conjunto de 90%, para procedimentos de treinamento e classificação, e os 10% restantes, para a avaliação da precisão. Para o procedimento de classificação, foi utilizado o algoritmo supervisionado por máxima verossimilhança.

Sobre o mapa de uso e cobertura da Região 1, ainda foi aplicado procedimento de classificação usando um filtro majoritário com um tamanho de janela de 3 x 3 pixels, para reatribuir uma classe de uso e cobertura das terras ao centro da janela 3 x 3. Após a geração do mosaico, os resultados do mapeamento das duas cenas, um conjunto independente de 100 amostras para cada classe de uso, foi selecionado por interpretação visual com imagens de alta resolução espacial do Google Earth, para avaliação da acurácia do mapeamento.

Para gerar o mapa de declividades em porcentagem nas duas regiões de estudo, foram utilizados o modelo digital de elevação (MDE) baseado em dados do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM, NASA), com 30 m de resolução espacial, e a ferramenta *Slope* da extensão *Spatial Analyst* do software ArcGIS 10.5. Posteriormente, foi utilizada a ferramenta de geoprocessamento *Reclassify*, visando criar o arquivo *raster* reclassificado de acordo com as classes de declividade de 0% a 12% (plano a suave-ondulado), de 12% a 20% (suave-ondulado a ondulado), de 20% a 75% (ondulado a montanhoso) e a classe maior que 75% (íngreme). A partir da obtenção do mapa de declividade, foi feito o cruzamento espacial dessa informação com o mapa de uso e cobertura das terras, para obtenção da localização dessas categorias nas respectivas classes de declive, para o conjunto dos municípios estudados. A ferramenta *Tabulate Area* do software ArcGIS foi executada como opção para a extração, por município, das respectivas áreas, em hectares, desse conjunto de planos de informação. A ênfase na análise das classes de áreas de vegetação arbórea nativa e de sua regeneração espaçotemporal nas duas regiões elencadas contempla o foco deste estudo.

Resultados e discussão

As áreas florestais paulistas já foram bastante dizimadas antes da metade do século XX, para a implantação de pastagens e da cafeicultura (Dean, 1997). Esse fato foi confirmado a partir do primeiro levantamento aerofotográfico do estado de São Paulo em 1962, segundo o qual as florestas nativas já estavam restritas a 13,7% da área total do estado (Chiarini; Coelho, 1969).

Foi com a expansão cafeeira que a redução florestal avançou em grande escala, com alta correlação entre o deslocamento do café em direção ao interior paulista e o avanço das derrubadas (Dean, 1997). No estado paulista, o avanço do café iniciou-se pela bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul ainda no século XIX, Região 2 deste estudo, e avançou para o interior, atingindo as bacias hidrográficas representadas pela Região 1 no início do século XX. O fim da hegemonia do café não interrompeu a retirada de florestas, pois o uso de lenha para a indústria, a abertura de terras para as novas culturas agrícolas e a pecuária completaram o ciclo de destruição da flora nativa (Victor et al., 2005). Com o passar do tempo, diminuiu o uso da lenha e do carvão vegetal como energia para as locomotivas a vapor, mas cresceu a utilização de madeira para uso doméstico e industrial (Victor et al., 2005).

O uso de queimadas para eliminar as florestas e limpar os pastos ajudou a impedir a regeneração da floresta, consolidando uma paisagem antrópica que atualmente domina grande parte das terras das duas regiões avaliadas. Ambas passaram por essas fases de exploração florestal. Cabe acrescentar, ainda, o comportamento dos agricultores, que enxergavam no excesso de mata algo que desvalorizava a propriedade, pois representava refúgio de “pragas” agrícolas, insetos vetores de doenças e animais peçonhentos, entre outros. O terreno limpo pela derrubada, seguida de queimadas constantes, era mais valorizado, pois as áreas de florestas nativas significavam oportunidades de lucros imediatos com a exploração madeireira, e a “terra limpa” representava o sustento com a prática da agricultura ou pecuária.

O uso de técnicas de sensoriamento remoto em estudos desenvolvidos nas Regiões 1 e 2 teve início na segunda metade da década de 1980, quando a paisagem dessas regiões se caracterizava predominantemente pelo uso antrópico agropecuário. A Região 1 já era ocupada por monocultivos de grandes culturas que competiam entre si por espaço, com destaque para a ampla expansão das áreas de cana-de-açúcar e a enorme perda de área das pastagens (Figura 2 e Tabela 1). A Região 2 caracterizava-se pelo cultivo de pastagens extensivas (Figura 2 e Tabela 1) em terrenos declivosos (Tabela 2 e Figura 3). Nos mapas das Regiões 1 e 2, foram identificadas seis classes de usos da terra nos respectivos anos de mapeamento (Figura 2).

Na Região 1, as áreas de agricultura foram as que mais se expandiram. O avanço dos canais foi o principal fator da mudança de uso e ocupação das terras e ocorreu, principalmente, sobre pastagens e áreas ocupadas por culturas anuais e pela citricultura (Ronquim; Fonseca, 2018). Nesse mesmo período, foi observado aumento da área ocupada por eucaliptos e áreas com construção (Tabela 1). As florestas nativas, em 2016, representaram 19,3% da área, ante 16,9% em 1988, quando cresceram de 872 mil ha para 998 mil ha (Tabela 1), um aumento de cobertura florestal nativa de 14,5%.

Na Região 2, as pastagens voltadas para a produção de carne e leite representaram, em 2015, a maior cobertura, com 651 mil ha. Porém, após 30 anos essa área regrediu 31% (Tabela 1). As pastagens cederam pequena área para os reflorestamentos de eucalipto, que ocupam somente 8,1% da área da bacia (Tabela 1).

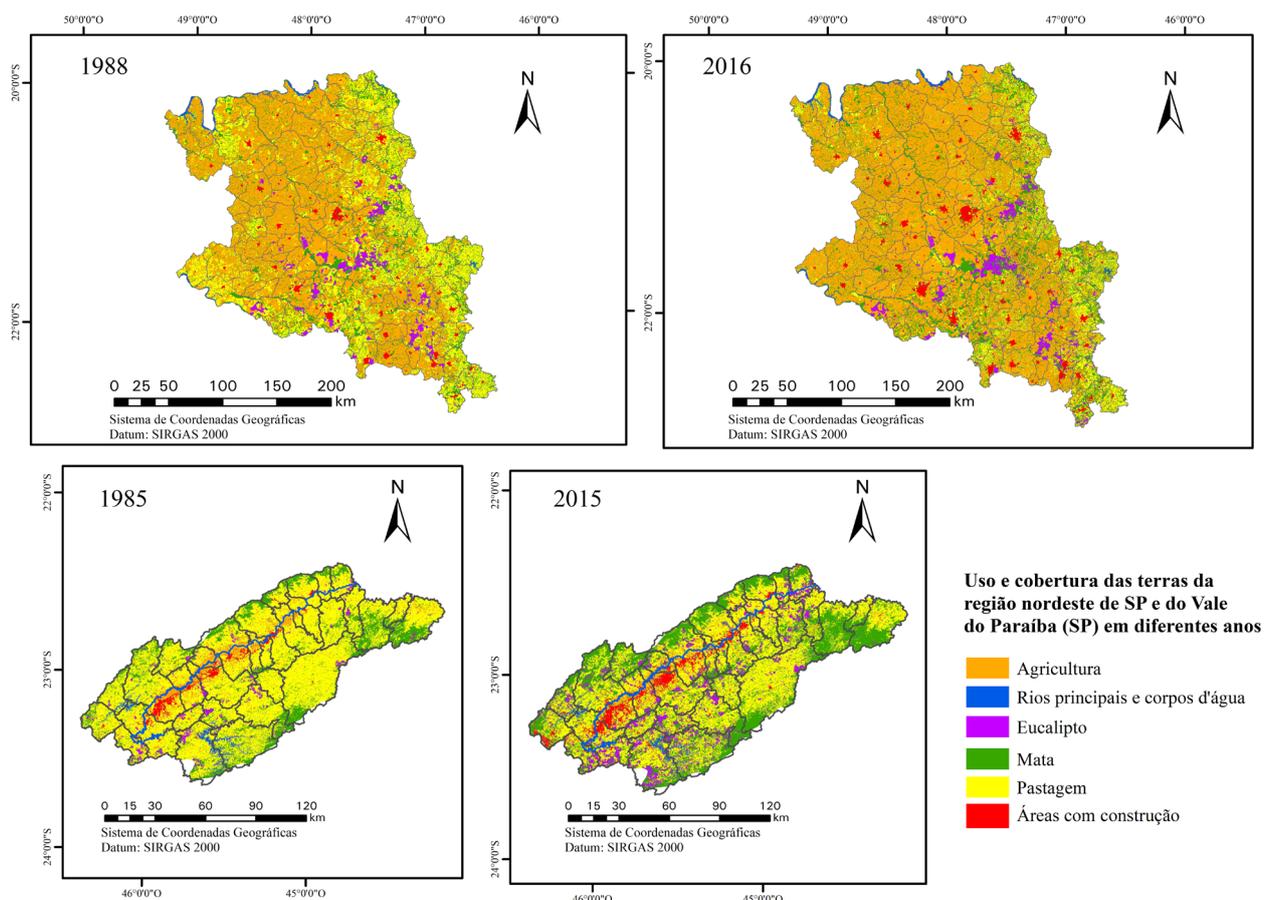


Figura 2. Mapas com a dinâmica da mudança de uso e cobertura das terras nas áreas de floresta nativa, pastagem, agricultura, eucalipto, área construída e corpos d'água na Região 1 (5,2 milhões de hectares) nos anos de 1988 e 2016 e na Região 2 (1,4 milhão de hectares) nos anos de 1985 e 2015.

Com relação à área agrícola, que ocupa 6% do total, a cultura de arroz ainda é a principal atividade desenvolvida na bacia. Entretanto, a área dedicada à cultura ocupa cerca de 1% da região e localiza-se unicamente nas várzeas do Rio Paraíba do Sul (Ronquim et al., 2017). Áreas ocupadas por florestas nativas aumentaram muito e passaram de 249.542 ha para 455.232 ha, ou seja, um ganho de 82% em 30 anos, perfazendo 205.690 ha a mais de área florestal nativa (Tabela 1).

Tabela 1. Quantidade de área, em hectares (ha) e porcentagem de área (%), com floresta nativa, agricultura, pastagem, eucalipto, área construída e corpos d'água nos anos de 1988 e 2016 na Região 1 e nos anos de 1985 e 2015 na Região 2.

Uso e cobertura das terras	Região 1				Região 2			
	1988		2016		1985		2015	
	mil ha	(%)						
Floresta nativa	872,1	16,9	998,8	19,3	249,5	17,9	455,2	32,6
Agricultura	2.580,2	49,9	3.079,5	59,6	102	7,4	83,7	6
Pastagem	1.410,6	27,3	692,6	13,4	946,4	67,7	651,2	46,7
Eucalipto	139,6	2,7	159,3	3,1	35,2	2,5	113,6	8,1
Área construída	90,6	1,8	166,4	3,2	38,5	2,8	63,6	4,6
Corpos d'água	77,5	1,5	74,1	1,4	24,4	1,7	28,7	2,1
TOTAL	5.170,6	100	5.170,6	100	1.395,9	100	1.395,9	100

Apesar de a agropecuária não mais competir com a vegetação nativa na Região 1, o crescimento florestal nativo, de 14,5% em 30 anos, foi pequeno se comparado ao alcançado pela Região 2. A Região 1 é conhecida como o principal centro canavieiro do País e, ao longo das últimas décadas, a dinâmica de uso e ocupação das terras vem apresentando fortes alterações somente entre as culturas agrícolas. Essa dinâmica tem sido provocada principalmente pela expansão das áreas de cana-de-açúcar (Sparovek et al., 2007; Rudorff et al., 2010; Ferreira et al., 2015; Molin et al., 2017; Silva et al., 2018; Ronquim; Fonseca, 2018).

Em outros dois estudos da dinâmica da regeneração florestal natural por período de cerca de 20 anos e em área de aproximadamente 25 mil km², localizada nas porções noroeste (Ferreira et al., 2015) e centro-sul (Silva et al., 2018) do interior de São Paulo e caracterizada pela ocupação da cana-de-açúcar, a percentagem de ganho florestal foi pequena, menor ainda que o ganho obtido na Região 1. Silva et al. (2018) consideraram a ocorrência de importante transição florestal na região, entretanto o aumento florestal pode ser explicado principalmente pela expansão das plantações florestais comerciais de eucalipto, as quais não foram consideradas neste estudo por serem plantações comerciais não nativas.

As áreas da Região 1 são bastante planas e apresentam 83% de sua área concentrada em declividades de até 12% (Tabela 2). Entretanto, o ganho de florestas nativas na Região 1 foi mais significativo nas declividades acima de 12%, pois em apenas 17% da área das bacias concentrou-se cerca de 46% da vegetação nativa. A declividade tem maior importância para a regeneração natural em áreas ocupadas pela agricultura mecanizada (Molin et al., 2018), o que é consistente com as operações de maquinaria para produção de cana-de-açúcar, a cultura dominante da região, que requer declives abaixo de 12% (Rudorff et al., 2010).

Tabela 2. Classes de declividade das áreas de floresta nativa e ganho de floresta nativa no período de aproximadamente 30 anos na Região 1 e Região 2.

Bacia hidrográfica	Declividade (%)	Área de mata inicial		Área de mata 30 anos depois		Ganho florestal em 30 anos	
		(mil ha)	(%)	(mil ha)	(%)	(mil ha)	(%)
Região 1	0 - 12	606,1	69,7	671,7	67,7	65,6	10,8
	12 a 20	133,1	15,3	158,7	16,0	25,6	19,2
	20 - 75	129,0	14,8	160,2	16,2	31,2	24,2
	> 75	1,0	0,1	1,3	0,1	0,3	30,0
	Total	869,5	100,0	991,9	100,0	122,5	14,1
Região 2	0 - 12	20,4	8,2	51,6	11,3	31,2	152,9
	12 a 20	31,6	12,7	61,7	13,6	30,1	95,3
	20 - 75	191,7	76,8	333,6	73,3	141,9	74,0
	> 75	5,8	2,3	8,3	1,8	2,5	43,1
	Total	249,5	100,0	455,3	100,0	205,7	82,5

A vegetação florestal nativa da Região 1 concentra-se, em sua maioria, próxima à divisa com o estado de Minas Gerais ou seguindo o sentido das Cuestas Basálticas Paulistas (Figura 3). Tanto a região próxima ao sul de Minas Gerais como as áreas de Cuestas caracterizam-se por uma forma de relevo com acentuados declives que deixaram de ser ocupadas pela agropecuária ou são pouco manejadas, o que favorece a retenção da vegetação florestal nativa nas escarpas.

O ganho florestal nativo de 54%, mesmo em pequenas declividades de até 12% (Tabela 2), representa possivelmente a regularização das áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal (RL) pelo setor sucroenergético, principais detentores das áreas de cana-de-açúcar.

As grandes áreas de cana-de-açúcar pertencentes às agroindústrias passam por maior fiscalização ambiental dos órgãos públicos e são obrigadas a regularizar suas áreas por meio da recomposição florestal e do recuo dos limites das áreas cultivadas para demarcação das áreas de APP nas margens dos rios. A regularização ambiental promoveu a restauração de matas ciliares às margens de lagos, rios e nascentes, e praticamente aumentou a cobertura florestal nas últimas duas décadas dentro de muitas propriedades rurais paulistas, principalmente as cultivadas com cana-de-açúcar (Rother et al., 2018).

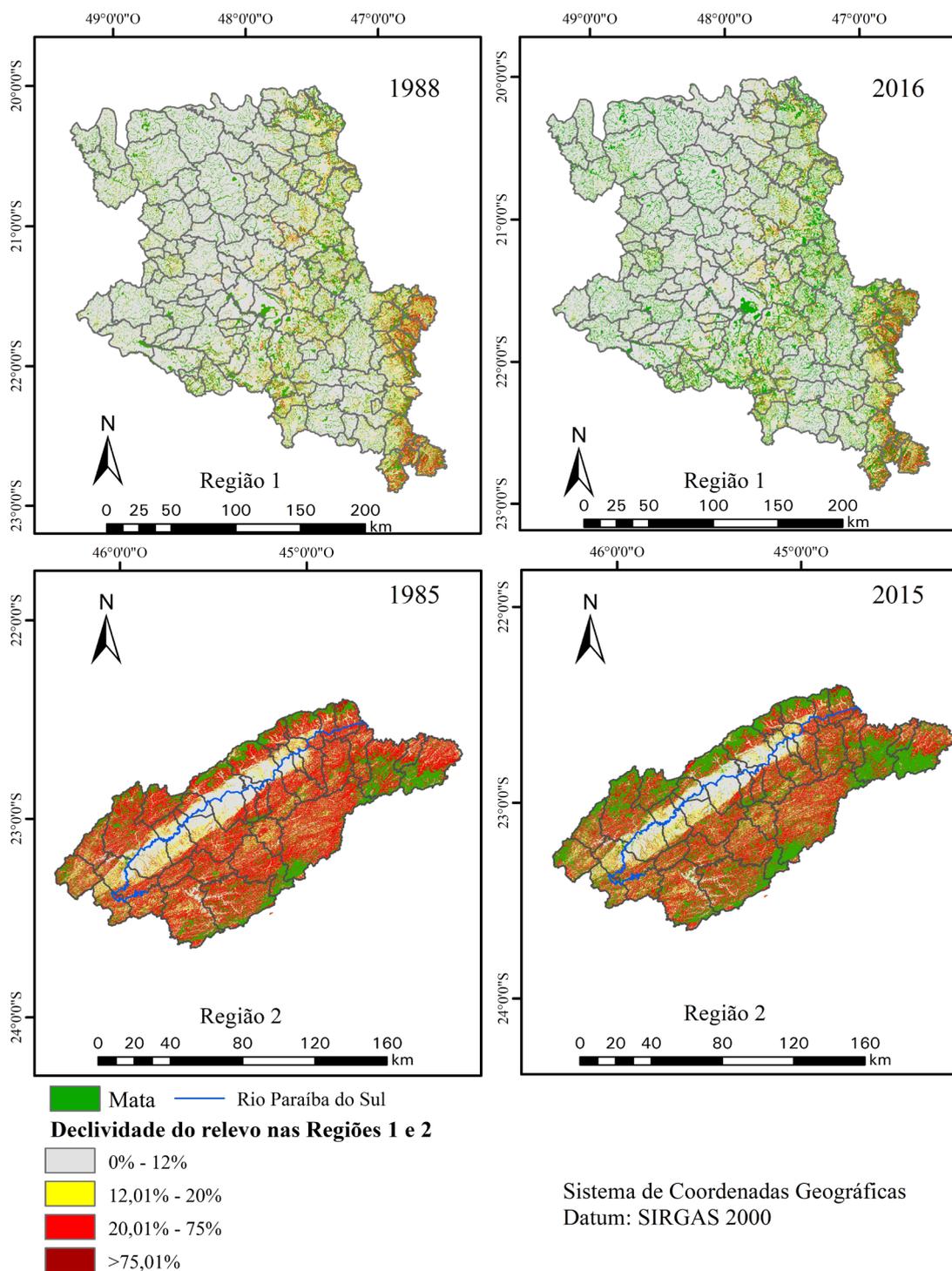


Figura 3. Classes de declividade com a área de floresta nativa em cada município das Regiões 1 e 2.

O considerável aumento das áreas de florestas nos municípios da Região 2 não ocorreu por meio do plantio de novas árvores, mas pela regeneração natural da vegetação em áreas onde a agricultura e a pecuária não são competitivas, principalmente sobre terrenos declivosos. Cerca de 59% de sua área total é dominada por terrenos com grau de declividade acima de 20% (Tabela 2), um relevo acidentado que dificulta a ocupação por culturas agrícolas e o uso de mecanização. Essas áreas concentram 71% do ganho florestal no período de 30 anos avaliado.

A Região 2 mostra-se apta preferencialmente para o cultivo de pastagens extensivas, responsáveis pela produção de carne e de leite. Mas até mesmo a pecuária enfrenta problemas com a rentabilidade da produção em terrenos tão irregulares e, ao longo do tempo, vem apresentando dificuldades para se manter competitiva em relação a outras regiões brasileiras mais aptas (Ronquim et al., 2016; Silva et al., 2016, 2018).

A baixa rentabilidade do setor leiteiro, o aumento das exigências de padrão de qualidade por parte das indústrias de laticínios, a dificuldade em contratar e encontrar mão de obra qualificada, entre outras características, dificulta a manutenção da atividade pelos proprietários rurais (Baccarin; Aleixo, 2013). O menor investimento dos pecuaristas contribui para a diminuição do manejo em áreas menos adequadas ao pastoreio pelos animais, como os topos de morros e as encostas mais íngremes. As leis ambientais em vigor também impõem restrições que dificultam o corte ou a queima da “capoeira” que se forma nessas porções sem manejo e, conseqüentemente, o abandono das áreas de pastagens acaba favorecendo a volta da vegetação arbórea nativa (Ehlers, 2007; Farinaci; Batistella, 2012; Ronquim et al., 2016; Silva et al., 2016; Molin et al., 2017, 2018; Silva et al., 2018).

A eucaliptocultura é uma das únicas culturas comerciais que conseguiu se instalar na bacia do Rio Paraíba do Sul, apesar da elevada declividade do relevo. Houve aumento das áreas de florestas nativas em áreas de propriedades rurais com plantio de eucalipto nessa região (Silva et al., 2016). Diferentemente das plantações de cana-de-açúcar, os reflorestamentos com eucalipto são naturalmente mais amigáveis ao meio ambiente e à conseqüente regeneração florestal nativa (Molin et al., 2017; Begotti et al., 2018). As empresas silviculturais que usam o eucalipto como matéria-prima seguem um rigoroso protocolo de certificações comerciais, pautado pelo desenvolvimento sustentável e que contribui para a exportação dos produtos madeireiros e papéis e impõe o respeito à legislação ambiental e a adequação às leis (Begotti et al., 2018).

Houve ganho florestal nas duas regiões. Entretanto, mesmo que as Regiões 1 e 2 pertençam ao estado de São Paulo e estejam sob as mesmas condições restritivas das leis ambientais, diferenças relacionadas a influência do mercado, êxodo rural, escassez de mão de obra e outros fatores importantes para a hipótese da transição florestal (Farinaci; Batistella, 2012; Silva et al., 2016; Molin et al., 2017; Calaboni et al., 2018; Silva et al., 2018) produziram retorno mais significativo da vegetação nativa somente na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Caso o relevo da bacia do Rio Paraíba do Sul fosse favorável aos cultivos agrícolas, provavelmente ela estaria ocupada por culturas agrícolas que demandam cada vez mais área, como a cana-de-açúcar, e a vegetação florestal nativa secundária não teria ressurgido e se expandido.

Molin et al. (2017), estudando sub-bacias do Rio Piracicaba (12.500 km²) no interior de São Paulo, também encontraram distintos padrões de regeneração florestal. Por um lado, áreas com predomínio de cana-de-açúcar apresentaram perda da cobertura florestal nativa. Por outro lado, cresceram as florestas nativas nas sub-bacias do Rio Atibaia, onde predominam terrenos mais acidentados cultivados com pastagem e, em alguns casos, cultivados também com eucaliptos e muitos fragmentos florestais antigos.

Considerações finais

A recomposição da vegetação florestal nativa no estado de São Paulo apresenta magnitude distinta em algumas regiões e depende principalmente das características biofísicas do relevo da região, que pode eventualmente dificultar o manejo e a ocupação por culturas agrícolas. A maior presença de terrenos declivosos inaptos à agricultura comercial na bacia do Rio Paraíba do Sul foi o principal fator que influenciou a não ocupação com grandes culturas ligadas ao agronegócio, e sim com a pecuária, que há alguns anos dá sinais de retração econômica e perda de grandes áreas para as florestas nativas secundárias, principalmente nos pontos mais altos e inclinados.

Para todo o estado de São Paulo, nos próximos anos deve haver mais ganhos de florestas nativas secundárias. Esse fato ocorrerá à medida que as terras restritivas à agropecuária em terrenos declivosos forem sendo cada vez mais ocupadas pela vegetação nativa e nas áreas das propriedades rurais que forem regularizando as APPs e RLs em cumprimento ao Cadastro Ambiental Rural (CAR), que é um dos resultados mais relevantes do Novo Código Florestal, a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Embrapa, pelo financiamento do projeto CarbCana (nº SEG 02.12.08.002.00.00) e do projeto GeoVale (nº SEG 02.12.10.002.00.00).

Referências

- BACCARIN, J. G.; ALEIXO, S. S. Vem cada vez mais de longe o leite nosso de cada dia: alterações recentes na cadeia dos lácteos no Estado de São Paulo. **Segurança Alimentar e Nutricional**, v. 20, n. 1, p. 62-79, 2013. Disponível em: <<http://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/san/article/view/8634623>>. Acesso em: 10 ago. 2018.
- BEGOTTI, R.; PACÍFICO, E. dos S.; FERRAZ, S. F. de B.; GALETTIA, M. Landscape context of plantation forests in the conservation of tropical mammals. **Journal for Nature Conservation**, v. 41, p. 97-105, 2018.
- CALABONI, A.; TAMBOSI, L. R.; IGARI, A. T.; FARINACI, J. S.; METZGER, J. P.; URIARTE, M. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. **Ecology and Society**, v. 23, n. 4, p. 7. 2018.
- CHIARINI, J. V.; COELHO, A. G. Cobertura vegetal natural do Estado de São Paulo. **Anuário Brasileiro de Ciências**, v. 41, p. 139 – 152, 1969.
- DEAN, W. **With Broadax and Firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. Oakland, CA: University of California Press, 1997.
- DEVIDE, A. C. P.; CASTRO, C. M. de; RIBEIRO, R. L. D.; ABOUD, A. C. S.; PEREIRA, M. G.; RUMJANEK, N. G. História Ambiental do Vale do Paraíba Paulista, Brasil. **Revista Biociências**, v. 20, p. 120-290, 2014.
- EHLERS, E. Empreendedorismo e conservação ambiental no interior de São Paulo. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 45, n. 1, p. 185-203, 2007.
- FARINACI, J. S.; BATISTELLA, M. Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 695-705, 2012.
- FERREIRA, M. P.; ALVES, D. S.; SHIMABUKURO, Y. E. Forest dynamics and land-use transitions in the Brazilian Atlantic Forest: The case of sugarcane expansion. **Regional Environmental Change**, v. 15, p. 365–377, 2015.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 2016-2017**. São Paulo: 2018. Disponível em: <<http://mapas.sosma.org.br/dados/>>. Acesso em: 4 out. 2018.
- KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; SHIN-IKE, M. S. Y.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P.; JOLY, C. A.; COUTO, H. T. Z. do. **Inventário**

florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal, 2005. 200 p.

MOLIN, P. G.; GERGEL, E.; SOARES-FILHO, B. S.; FERRAZ, S. F. B. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 857–870, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>>. Acesso em: 03 set. 2018.

MOLIN, P. G.; CHAZDON, R.; FERRAZ, S. F. B.; BRANCALION, P. H. S. Data from: a landscape approach for optimizing the cost-effectiveness of large scale for restoration. **Zenodo Digital Repository**, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.5281/zenodo.1256029>>. Acesso em: 03 set. 2018.

QUARTAROLI, C. F.; CRISCUOLO, C.; HOTT, M. C.; GUIMARÃES, M. **Alterações no uso e cobertura das terras no Nordeste do Estado de São Paulo no período de 1988 a 2003.** Campinas, SP: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2006. 57 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 55).

RONQUIM, C. C.; SILVA, R. F. B.; FIGUEIREDO, E. B. Carbon sequestration to the land use and land cover changes in the forestry sector in Southern Brazil. **Proceedings of SPIE - International Society for Optical Engineering**, v. 9998, p. 99981T-1- 99981T-14, 2016.

RONQUIM, C. C.; CORDEIRO, G. P. L.; AMORIM, M. de; TEIXEIRA, A. H. de C.; LEIVAS, J. F.; GALDINO, S. Competition between agricultural, urban, and sand-mining areas at the Paraíba do Sul basin in southeastern Brazil. In: REMOTE SENSING FOR AGRICULTURE, ECOSYSTEMS, AND HYDROLOGY, 19., 2017, Warsaw. **Proceedings...** Warsaw: SPIE, 2017. (SPIE proceedings, v. 10421). p. 104211X-1-104211X-7.

RONQUIM, C. C.; FONSECA, M. F. **Avanço das áreas de cana-de-açúcar e alterações em áreas de agropecuária no interior paulista.** Campinas, SP: Embrapa Territorial, 2018. 48 p. (Embrapa Territorial. Documentos, 123).

ROTHER, D. C.; VIDAL, C. Y.; FAGUNDES, I. C.; SILVA, M. M. da; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G.; VIANI, R. A. G.; BRANCALION, P. H. S. How legal-oriented restoration programs enhance landscape connectivity? Insights from the Brazilian Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1-9, jul. 2018.

RUDEL, T. K.; COOMES, O. T.; MORAN, E.; ACHARD, F.; ANGELSENE, A.; XU, J.; LAMBIN, E. Forest transitions: towards a global understanding of the land use change. **Global Environmental Change**, v. 15, n.1, p.23-31, 2005.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat Data. **Remote Sensing**, v. 2, p. 1057-1076, 2010.

SILVA, A. L.; DIOGENES, S. A.; FERREIRA, M. P. Landsat-Based Land Use Change Assessment in the Brazilian Atlantic Forest: forest transition and sugarcane expansion. **Remote Sensing**, v. 10, n. 996, 2018. Disponível em: <[doi:10.3390/rs10070996](https://doi.org/10.3390/rs10070996)>. Acesso em: 20 set. 2018.

SILVA, R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: human-environment interactions and the Atlantic Forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**, v. 58, p. 133-44, 2016.

SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.; BERNDES, G.; MARTINS, S.; MAULE, R. Environmental, land use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006. **Mitigation Adaptation Strategies Global Change**, v. 14, n. 3, p. 285–298. 2009.

VICTOR, M. A. M.; CAVALLI, A. C.; GUILLAUMON, J. R.; SERRA FILHO, R. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 68 p.

Embrapa

Territorial