

INCORPORAÇÃO DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE NA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP¹

Silvio Frosini de Barros Ferraz², Felipe Rossetti de Paula³ e Carlos Alberto Vettorazzi³

RESUMO – Na bacia do rio Corumbataí, a vegetação natural ocupa menos de 3% de sua área total, e a ausência dessa vegetação florestal tem levado ao aumento dos processos erosivos e ao desequilíbrio do regime hídrico de seus rios, causando diversos problemas no abastecimento de água de várias cidades, como Piracicaba e Rio Claro. Desse modo, existe a necessidade de um reflorestamento criterioso em áreas dessa bacia. No entanto, devido à limitação de recursos, é necessário que sejam realizados estudos de seleção de áreas prioritárias para que, com os recursos disponíveis, o ganho ambiental das áreas restauradas seja máximo. O objetivo deste trabalho foi desenvolver um método de priorização de áreas para restauração florestal baseado no uso de indicadores de sustentabilidade em microbacias. Cinco indicadores foram utilizados: porcentagem de mata nativa na APP; descontinuidade da vegetação nativa na bacia; diversidade da paisagem; variação média do uso da terra; e suscetibilidade à erosão. A seleção das microbacias para restauração das áreas de APP foi realizada por meio da ponderação linear dos indicadores e ordenamento das microbacias. Simulação inicial foi realizada para a seleção de 1.000 ha para restauração, e os resultados indicaram que os indicadores representam diferentes aspectos de sustentabilidade das microbacias. O método foi considerado útil na seleção de microbacias em condições extremas, diferenciando aquelas que necessitam de ações de conservação daquelas que necessitam de ações de restauração.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem, reflorestamento e bacia hidrográfica.

INCORPORATING SUSTAINABILITY INDICATORS ON SITE SELECTION FOR FOREST RESTORATION IN THE CORUMBATAÍ RIVER BASIN

ABSTRACT – In the Corumbataí river basin, State of São Paulo, forest remnants occupy less than 3% of the original total area, and the absence of this natural vegetation has been increasing erosion and disturbing hydrological regime of its streams, causing many problems on water supply in urban areas like Piracicaba and Rio Claro. This situation shows the need of a well planned reforestation in areas of this watershed. However, since the funds are limited, it is necessary a site selection study to use available fund on reforestation projects considering the maximum environmental gain. This study aims to develop a site selection method for reforestation based on sustainable indicators of catchments. Five indicators were considered: native forest proportion in the Permanent Preservation Areas (APP); native forest discontinuity in the basin; mean variation of land-use; Shannon landscape diversity index; and mean erosion susceptibility. Catchment areas were selected using linear weighting of indicators and ranking of catchments. An initial simulation was made to select the best 1.000 ha for reforestation and the results showed that the indicators were able to capture distinct aspects of catchment sustainability. The method was considered useful for selecting catchments at extreme conditions, differentiating those that need conservation actions from those that need restoration actions.

Keywords: Landscape ecology, reforestation and watershed.

¹ Recebido em 14.11.2007 e aceito para publicação em 23.06.2009.

² Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Departamento de Engenharia Florestal, Laboratório de Hidrologia Florestal, Piracicaba, SP - Brasil. E-mail: <sfbferra@esalq.usp.br>.

³ Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Departamento de Engenharia Rural, Laboratório de Geoprocessamento, Piracicaba, SP - Brasil. E-mail: <cavettor@esalq.usp.br>.



1. INTRODUÇÃO

A cobertura florestal nativa do Estado de São Paulo vem sendo reduzida sistematicamente desde a colonização e os diversos ciclos agroeconômicos, restando atualmente pouco mais de 14% da cobertura original. O último inventário florestal do Estado de São Paulo indicou que houve aumento na área de floresta nativa no Estado de 3,8%, quando comparada com o levantamento realizado em 1992 (KRONKA et al., 2003). No entanto, o aumento ocorreu principalmente no Vale do Paraíba e no litoral, que em outras regiões, como a de Piracicaba, houve decréscimo da vegetação natural. Além disso, as manchas de Cerrado (Savana) estão reduzidas a menos de 1% do território paulista. Em regiões da porção central do Estado, como a bacia do rio Corumbataí, o Cerrado foi a formação natural que mais sofreu os impactos da fragmentação, decorrentes de um processo inadequado de ocupação do solo (VALENTE e VETTORAZZI, 2002). Esse processo de ocupação inclui, além da fragmentação da vegetação original, a adoção de um modelo agrícola baseado na monocultura, instabilidade econômica e manejo inadequado do solo, aspectos que em sua máxima expressão se caracterizam como não sustentáveis.

As consequências ecológicas do desmatamento e fragmentação são a perda de espécies de plantas e animais nativos (METZGER, 1997; JORGE e GARCIA, 1997); a invasão de espécies exóticas; o incremento da erosão do solo; e a diminuição da quantidade e da qualidade da água. A magnitude e extensão dessas alterações são influenciadas pelo tamanho, conectividade, forma, contexto e heterogeneidade dos fragmentos (COLLINGE, 1996). Os efeitos da fragmentação da paisagem sobre a qualidade da água nos rios foram comprovados por vários estudos (ALLAN et al., 1997; WANG e YIN, 1997; WEAR et al., 1998), tanto pela quantificação dos tipos de uso da terra, suscetibilidade à erosão e utilização de índices de adequação e métricas da paisagem.

Além da fragmentação, o modelo agrícola adotado no interior do Estado de São Paulo não favorece a heterogeneidade espaço-temporal do agroecossistema, influenciando os seus processos ecológicos (FORMAN e GODRON, 1986). O fluxo de nutrientes e sedimentos, por exemplo, é um dos processos mais evidentemente influenciados pela paisagem. Segundo Wiens (2000), acima de tudo, rios e córregos expressam a variância local e a heterogeneidade da paisagem em que estão inseridos.

As paisagens do interior encontram-se degradadas, ocasionando perda de qualidade da água em seus rios devido ao lançamento de esgotos domésticos, práticas agrícolas inadequadas, estradas mal projetadas (GARCIA et al., 2003) e falta de proteção dos mananciais devido à insignificante cobertura florestal atual. O relatório anual de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2007) aponta para o preocupante índice de qualidade da água na bacia do rio Piracicaba, um dos piores do Estado, estando as recomendações para a região centradas no tratamento de esgotos e proteção dos mananciais (KRUSHE et al., 1997).

O atual estágio da fragmentação e a necessidade urgente de recuperação da cobertura florestal para proteção do solo, produção de água e aumento da conectividade dos remanescentes apontam para a necessidade de estudos relacionados à restauração florestal nesses ambientes. A restauração ecológica e proteção dos recursos naturais são duas principais aplicações do conhecimento ecológico, e a questão fundamental dessas aplicações concentra-se na identificação de alvos para ações efetivas. Como os recursos são normalmente limitados, existe a necessidade de priorização de áreas (HYMAN e LEIBOWITZ, 2000). Um dos maiores desafios dos ecologistas atualmente é fornecer informações científicas úteis para o planejamento local do uso da terra (THEOBALD et al., 2000).

A seleção de áreas prioritárias para conservação é normalmente baseada na modelagem cartográfica, com a sobreposição de informações (indicadores) que representam os critérios utilizados no processo de priorização (FERRAZ e VETTORAZZI, 1998; LATHROP JR. e BOGNAR, 1998). Os critérios normalmente são integrados com a utilização de pesos de importância, obtidos com o apoio de ferramentas de suporte à decisão acopladas ao SIG (FERRAZ e VETTORAZZI, 2003).

O uso do termo “indicadores” vem-se tornando mais frequente nos últimos anos, com a popularização do conceito de sustentabilidade e a necessidade de ferramentas para sua mensuração e monitoramento, segundo os princípios de desenvolvimento “limpo” e processos de certificação ambiental.

O conceito de sustentabilidade pode ser aplicado à paisagem, e Ghersa et al. (2002) sugeriram indicadores de sustentabilidade para propriedades e paisagens

agrícolas. Tais indicadores são baseados em eficiência na produção, uso da água, contaminação ambiental das propriedades, energia extraída e fragmentação da paisagem. Esses indicadores podem ser chamados de “indicadores agroambientais”, os quais a Comissão da Comunidade Europeia define como indicadores que fornecem informações sintetizadas sobre as interações complexas entre agricultura e ambiente. Esses indicadores normalmente são utilizados para avaliação dos impactos da agricultura na qualidade da água, mudanças climáticas, solos ou estrutura da paisagem (BUCHS, 2003).

Em geral, a obtenção de indicadores da paisagem depende de ferramentas específicas para cálculo e manipulação de bases de dados. Essas ferramentas são normalmente acopladas a Sistemas de Informações Geográficas e podem ser utilizadas no planejamento ambiental, com o objetivo de reconhecer e valorar os impactos que estão degradando o ambiente; avaliar futuras fontes de impacto; e desenvolver sistemas sustentáveis de uso da terra (PIORR, 2003).

No entanto, o uso de ferramentas de cálculos de indicadores da paisagem no planejamento de estratégias para gerenciamento do uso da terra requer uma base de dados sólida a respeito dos recursos naturais e aspectos socioeconômicos, o que dificulta a sua aplicação prática em algumas regiões do país.

Apesar da existência de modelos específicos para seleção de áreas prioritárias, o foco principal dessas ferramentas tem sido a seleção de áreas para conservação da biodiversidade (MARGULES e PRESSEY, 2000). Além disso, a unidade espacial de planejamento dessas ferramentas tem grades regulares de polígonos, o que dificulta a implementação dos resultados. Um das propostas deste trabalho consistiu em integrar métodos já existentes para seleção de áreas prioritárias e o uso de indicadores de sustentabilidade da paisagem, com o objetivo de restauração florestal, tendo como unidade espacial a microbacia hidrográfica, unidade de planejamento da paisagem adotada pela CATI-SP, no Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas (CATI, 2004). Essa abordagem é inovadora e difere dos métodos que vêm sendo utilizados na priorização de áreas para restauração florestal (IPEF, 2001; VALENTE e VETTORAZZI, 2003a; GKARAVELLI et al., 2004) e instalação de reservas (FERRAZ e VETTORAZZI, 2003), baseados em suporte à decisão multicritérios (EASTMAN et al., 1995).

Deste modo, o objetivo do presente trabalho foi desenvolver um método de seleção de áreas prioritárias para restauração florestal em microbacias, baseado no uso de indicadores de sustentabilidade da paisagem.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A área escolhida para realização do estudo é a bacia do rio Corumbataí, localizada na região centro-leste do Estado de São Paulo (Figura 1), a qual tem área aproximada de 1.708 km², compreende oito municípios e é responsável pelo abastecimento de água para uma população de aproximadamente 600 mil pessoas. A bacia do rio Corumbataí apresenta tendência de diminuição da vazão média com o aumento do consumo de água. O manejo do solo é inadequado, causando problemas na produção de água em termos de quantidade e qualidade (IPEF, 2001). A atual cobertura florestal nativa apresenta déficit de 28% para atendimento da legislação ambiental. A análise de áreas prioritárias para conservação realizada apontou a necessidade de recuperação de 9.320 ha de florestas (IPEF, 2001).

A base cartográfica utilizada consistiu em mapas de hidrografia (IBGE, 1978, escala 1:50.000), mapas do uso do solo para os anos de 1999 (VALENTE e VETTORAZZI, 2002) e 2002 (VALENTE e VETTORAZZI, 2003b) e mapa de suscetibilidade à erosão (VETTORAZZI, 2006). O modelo digital do terreno (MDT) foi construído utilizando-se o método de interpolação por grades irregulares (TIN) no ArcGIS 9.2, o qual foi posteriormente convertido para o formato *raster* (resolução de 30 m).

A bacia do rio Corumbataí foi dividida em 474 microbacias, com área entre 200 ha e 1.800 ha (área média de 358 ha), com o auxílio do modelo SWATT 2000 (DI LUZIO et al., 2000). Devido a falhas na geração do MDT, ocorridas principalmente em áreas planas, houve a necessidade de correção manual dos limites de algumas microbacias. As microbacias geradas foram identificadas individualmente e associadas a um banco de atributos para cálculo dos indicadores nas etapas posteriores.

Os indicadores utilizados consideraram cinco princípios de sustentabilidade da paisagem relacionados à legislação, dinâmica, sensibilidade, diversidade e fragmentação da paisagem. A seleção dos indicadores foi baseada nos princípios de sustentabilidade e, principalmente, em problemas observados em campo na bacia. Na Tabela 1 estão resumidos os princípios, critérios, indicadores e graus de prioridade utilizados.

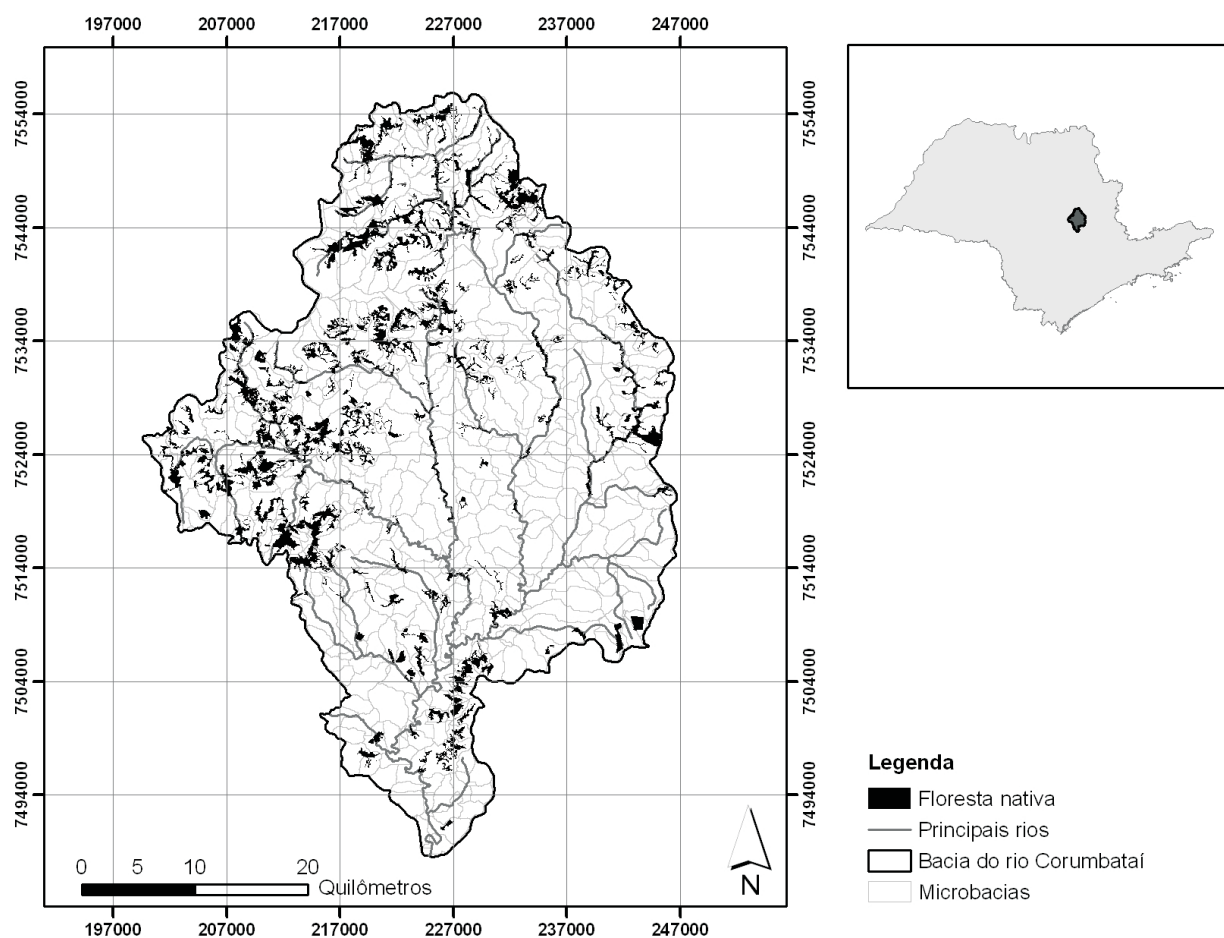


Figura 1 – Floresta nativa remanescente e microbacias da bacia do rio Corumbataí, SP. Fonte: VALENTE e VETTORAZZI, 2003b.
Figure 1 – Forest remnants and catchments of Corumbataí river basin. Source: VALENTE and VETTORAZZI, 2003b.

Porcentagem de mata nativa em Área de Preservação Permanente (PCT_NAT_APP): considerando-se o Código Florestal Brasileiro, a projeção da Área de Preservação Permanente (APP) foi calculada em torno de rios. Para tal, foi utilizando o mapa de hidrografia para cálculo da área de APP em torno de rios, considerando-se, de maneira simplificada, uma distância média de 30 m em torno de rios e córregos e 50 m em torno de nascentes. Optou-se pela metodologia simplificada pelo fato de o objetivo do indicador não se caracterizar pelo mapeamento das áreas de APP e, sim, verificar o cumprimento da legislação. Como as áreas em torno de córregos correspondem, em média, a mais de 90% da área de APP na área considerada, optou-se pela

metodologia simplificada, desconsiderando áreas de APP em torno de reservatórios, áreas declivosas e outras decorrentes do aumento da largura do canal em rios de maior porte.

O mapa de florestas nativas foi obtido pela reclassificação do mapa de uso da terra de 2003. Utilizando-se o mapa da área de APP projetada, realizou-se a sobreposição deste com o de florestas nativas, obtendo o mapa de floresta nativa em áreas de APP. Por meio de estatística zonal, calcularam-se a área total projetada de APP e a área de floresta nativa em área de APP em cada microbacia, sendo obtida-se a porcentagem de floresta nativa em área de APP (PCT_NAT_APP).

Tabela 1 – Princípios, critérios e indicadores da paisagem considerados para priorização de áreas para reflorestamento.
Table 1 – Principles, criteria and landscape indicators considered for prioritization of areas for reforestation.

Princípio	Critério	Indicador	Prioridade
Respeito à legislação ambiental	Priorizar reflorestamento em Área de Proteção Permanente (APP)	Porcentagem de mata nativa em Área de Preservação Permanente (PCT_NAT_APP)	áreas com baixa cobertura de floresta nativa em área de APP.
Estabilidade da paisagem	Priorizar áreas de maior dinâmica do uso da terra	Variação média no uso da terra da microbacia nos últimos quatro anos (VAR_MED)	áreas com alta variação no uso da terra.
Diversidade da paisagem	Priorizar áreas com baixa diversidade da paisagem	Índice de Diversidade da Paisagem de Shannon (SHDI)	áreas com baixa diversidade da paisagem
Fragmentação da paisagem	Priorizar áreas que contribuam para a formação de corredores ecológicos	Descontinuidade da área de mata nativa (DESC_NAT)	áreas com alta descontinuidade da floresta nativa
Sensibilidade ambiental	Priorizar áreas com maior suscetibilidade à erosão	Suscetibilidade média à erosão na microbacia (SUSCERO)	áreas com alta suscetibilidade à erosão

Variação média no uso da terra da microbacia nos últimos quatro anos (VAR_MED): Por meio de estatística zonal, calculou-se a área de cada classe de uso da terra nas microbacias para os anos de 1999 e 2003. Em seguida, obteve-se o índice de variação média do uso da terra pela seguinte expressão:

$$VAR_MED = \frac{\sum_{i=1}^m (AREA_USO03_i - AREA_USO99_i)}{2AREA}$$

em que:

VAR_MED = variação média no uso da terra nos últimos quatro anos (%);

AREA = área da microbacia (em hectares);

AREA_USO99_i = área da classe de uso i em 1999 (em hectares); e

AREA_USO03_i = área da classe de uso i em 2003 (em hectares).

Índice de Diversidade da Paisagem de Shannon (SHDI): considerando o mapa de uso da terra para o ano de 2003 e utilizando uma função de tabulação cruzada no ArcGIS, em que o mapa de microbacias foi sobreposto

ao mapa de uso da terra, calcularam-se as proporções das classes de uso da terra em cada microbacia. O cálculo do SHDI para cada microbacia foi obtido pela expressão (MCGARIGAL et al., 2002):

$$SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i), \text{ sendo:}$$

SHDI = Índice de Diversidade da Paisagem de Shannon;

P_i = proporção ocupada pela classe de uso do solo i na microbacia; e

m = número de classes na microbacia.

Descontinuidade da área de mata nativa (DESC_NAT): utilizando o mapa de floresta nativa da bacia, calculou-se a porcentagem de mata nativa em cada microbacia (PCT_NAT). Em seguida, determinaram as coordenadas do centroide de cada microbacia e foi criado um mapa com os centroides associados aos respectivos identificadores das microbacias e valores de PCT_NAT. Por meio de interpolação (método Inverso do Quadrado da Distância), foi criada uma superfície interpolada de PCT_NAT. Os valores interpolados foram extraídos para cada microbacia, obtendo-se PCT_NATI. A descontinuidade da área de mata nativa foi obtida

pela diferença entre os valores interpolados (PCT_NATI) e os valores reais (PCT_NAT), identificando áreas de descontinuidade. Portanto, a unidade de DESC_NAT pode ser expressa em porcentagem (%).

Suscetibilidade média à erosão na microbacia (SUSCERO): o mapa de suscetibilidade à erosão foi gerado por Vettorazzi (2006), baseando-se em uma adaptação da equação Universal de Perda de Solos (USLE), proposta por Wischmeier e Smith (1978). A USLE é calculada pela seguinte expressão:

$A = R.K.L.S.C.P$, sendo:

R = erosividade da chuva;

K = erodibilidade do solo;

L = comprimento da encosta;

S = declividade da encosta; e

CP = cobertura e manejo do solo.

A análise de priorização de microbacias foi realizada pelo modelo de ponderação linear. Para efeito de comparação e avaliação das metodologias, optou-se pela seleção dos 1.000 ha de maior prioridade para reflorestamento na bacia do rio Corumbataí.

Os cinco indicadores utilizados foram normalizados para a mesma escala de grandeza, resultando em valores entre 0 e 100 (pesos), de acordo com sua relação considerada para os objetivos da priorização de áreas. Desse modo, ao final da normalização valores próximos de 100 indicaram alta conformidade com os objetivos da priorização, enquanto valores próximos de 0 indicaram baixa prioridade. A integração dos indicadores foi realizada por meio de soma dos indicadores normalizados, resultando em um índice global de priorização que variou entre 0 e 500. Os valores mais altos do índice indicaram as bacias prioritárias, enquanto os mais baixos, as bacias de menor prioridade. Assim, as microbacias foram ordenadas quanto ao índice global de priorização e, em seguida, foram selecionadas as microbacias de maior prioridade, somando-se os déficits de mata nativa em área de APP até que fossem completados 1.000 ha para reflorestamento.

Tabela 2 – Análise descritiva dos indicadores de sustentabilidade da paisagem (PCT_NAT_APP - Porcentagem de mata nativa em APP; DESC_NAT - Descontinuidade da mata nativa; VAR_MED - Variação média no uso da terra; SHDI - Índice de Diversidade da Paisagem de Shannon; e SUSCERO - Suscetibilidade média à erosão).

Table 2 – Descriptive analysis of sustainability landscape indicators (PCT_NAT_APP – native forest proportion at APP; DESC_NAT – native forest discontinuity; VAR_MED – mean land-use change; SHDI – Shannon landscape diversity index; SUSCERO – mean erosion susceptibility).

Indicadores	AREA (ha)	PCT_NAT (%)	AREA_APP (ha)	PCT_NAT_APP (%)	DESC_NAT (%)	SHDI (sem unidade)	VAR_MED (%)	SUSCERO (sem unidade)
Média (n=474)	358,4	12,8	26,4	28,0	0,12	0,82	14,7	28,23
Mínimo (n=474)	6,5	0,00	0,0	0,0	-77,21	0,07	0,6	5,61
Máximo (n=474)	1761,9	82,6	201,8	89,0	47,31	1,56	94,8	46,48
Desvio Padrão (n=474)	258,7	11,4	24,7	23,5	12,31	0,28	12,8	7,06
Média das microbacias selecionadas (n=58)	262,4	6,6	23,2	9,0	-0,30	0,47	17,7	33,00
Média das microbacias com mais de 70% de floresta na APP (n=17)	251,7	30,1	16,1	78,0	-25,24	1,00	15,9	24,18
Simulação da média para bacia após restauração de 1000ha (n=474)	358,4	12,9	26,4	39,2	-3,26	0,89	14,5	26,21

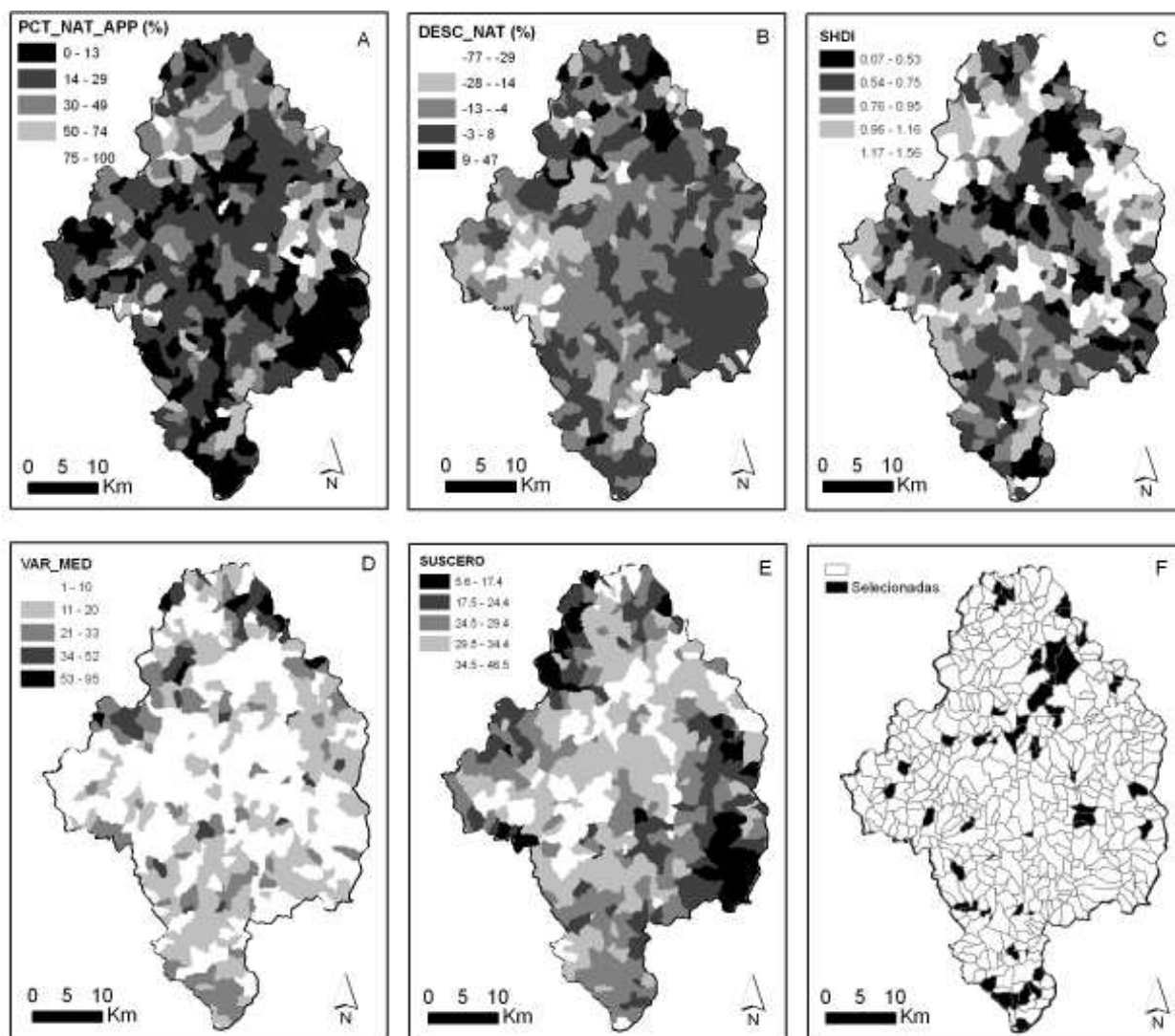


Figura 2–Mapa de indicadores utilizados e microbacias selecionadas na bacia do rio Corumbataí, SP (a. PCT_NAT_APP - Porcentagem de mata nativa em APP; b. DESC_NAT - Descontinuidade da mata nativa; c. SHDI - Índice de Diversidade da Paisagem de Shannon; d. VAR_MED - Variação média no uso da terra; e. SUSCERO - Suscetibilidade média à erosão; f. Microbacias selecionadas para 1.000 ha de reflorestamento).

Figure 2 – Indicator maps and selected catchments for Corumbataí river basin (a. PCT_NAT_APP - native forest proportion at APP; b. DESC_NAT - native forest discontinuity; c. SHDI - Shannon landscape diversity index; d. VAR_MED - mean land-use change; e. SUSCERO - mean erosion susceptibility; f. Selected catchments for reforestation of 1.000 ha).

3. RESULTADOS

Foram obtidas 474 microbacias para a área em estudo, sendo o tamanho médio de 358 ha (Tabela 2). A porcentagem média de mata nativa presente nas microbacias foi de 12,8%, e algumas não

apresentaram essa classe, sendo o máximo observado uma cobertura de 82,6%. A área de APP projetada apresentou tamanho médio de 26,4 ha, e que algumas microbacias não apresentaram áreas de APP. Em seguida são apresentados os resultados dos indicadores utilizados.

A porcentagem média de mata nativa em área de APP (PCT_NAT_APP) foi de 28%, mostrando o grande déficit de floresta nas áreas ripárias da bacia, o que justifica a priorização dessas áreas nas ações de recomposição florestal. Nota-se também, no campo, que as áreas remanescentes de floresta na APP se mantiveram em função de dificuldades encontradas para o cultivo agrícola como solo e dinâmica da água. Na Figura 2a, nota-se que as áreas de APP com maior cobertura florestal encontram-se nas porções norte e nordeste da bacia, principalmente na região das cabeceiras, enquanto a menor cobertura pode ser observada nas partes baixas. A descontinuidade de mata nativa (DESC_NAT) variou de 77,2% (microbacias com maior porcentagem de floresta que seus vizinhos)

até 47,3% (áreas com déficit de mata nativa em relação aos vizinhos). Na Figura 2b, nota-se que as áreas que apresentaram maiores valores de DESC_NAT são aquelas localizadas principalmente na parte oeste da bacia, que se encontram entre fragmentos de mata nativa.

A diversidade média da paisagem nas microbacias (SHDI) foi de 0,82, e as áreas de maior diversidade estão associadas à presença de mata nativa. Na Figura 2c, nota-se que as microbacias apresentam situações muito diferentes em relação à diversidade, com a dominância de pastagem e cana-de-açúcar. Aquelas que apresentaram outras categorias, como mata nativa, eucalipto ou citricultura, obtiveram os maiores índices de diversidade. Não foi observado padrão de diversidade

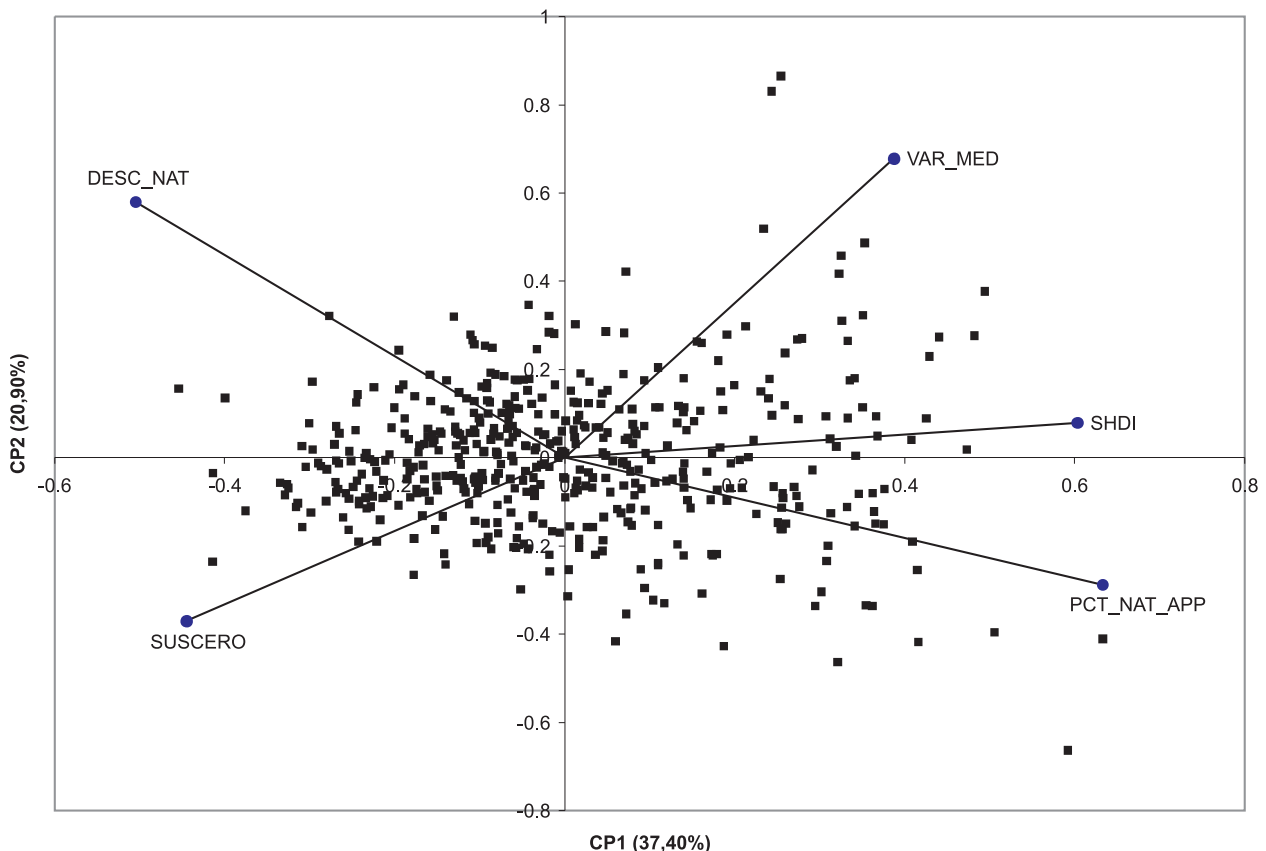


Figura 3 – Gráfico Biplot mostrando a variabilidade dos indicadores e microbacias, presente nos dois componentes principais CP1 e CP2.

Figure 3 – Biplot graph showing variability for indicators and catchments in the first two main components.

da paisagem na bacia, mas notou-se que as áreas de cana-de-açúcar foram as que apresentaram menor diversidade. A variação média no uso da terra nos últimos quatro anos (VAR_MED) nas microbacias foi de 14,7%, mas a variabilidade dos dados mostra que a variação ocorre de maneira não uniforme na bacia como um todo. Na Figura 2d, pode-se observar que as microbacias com maiores variações são aquelas localizadas nas partes norte e sul da bacia, enquanto as da parte central são mais estáveis.

A suscetibilidade à erosão (SUSCERO) apresentou média de 28,23. No entanto, diversas microbacias apresentaram valores muito abaixo da média. Na Figura 2e, pode-se observar que as áreas que apresentaram maiores valores são aquelas localizadas na parte central da bacia, enquanto os menores valores foram observados nas porções norte e leste.

A análise dos componentes principais mostrou a existência de duas dimensões que representam 58% da variabilidade nos indicadores. O gráfico Biplot obtido pelo método de Gabriel (1971) pode ser observado na Figura 3, com a distribuição dos indicadores e microbacias em relação aos dois componentes principais de variabilidade. O gráfico mostra uma boa dispersão das observações em relação aos indicadores e à inexistência de fortes correlações entre eles, indicando que as microbacias apresentam diferentes condições de sustentabilidade. A análise realizada mostra que os indicadores apresentaram boa representatividade das variações observadas ao longo da bacia, representando dois aspectos principais: presença de floresta nativa (CP1) e aspectos estruturais da paisagem (CP2).

O modelo selecionou 58 microbacias prioritárias, considerando-se o objetivo de reflorestar 1.000 ha de APP na bacia. Comparando os valores médios obtidos para as microbacias selecionadas (Tabela 2) com os valores médios de todas as microbacias, nota-se que o modelo priorizou aquelas com menor porcentagem de mata nativa (redução de 12,8% para 7,2%), menor área de APP (redução de 26,4 ha para 24,2 ha), menor porcentagem de mata nativa em área de APP (redução de 28% para 14%), menor diversidade da paisagem (redução de 0,82 para 0,59), maior variação no uso da terra (aumento de 15% para 26%), maior suscetibilidade à erosão (aumento de 28,23 para 32,07) e maior descontinuidade de mata nativa (aumento de -7,62% para 1,41%). Desse modo, as microbacias selecionadas

foram aquelas que apresentaram os piores desempenhos nos seus indicadores e que, portanto, deveriam ser prioritárias para reflorestamento, com o objetivo de incrementar a sua sustentabilidade. Na Figura 2f são mostradas as microbacias selecionadas. Nota-se que elas se localizaram, principalmente, na região das cabeceiras da bacia (próximas ao divisor principal), com tamanhos diversos e concentração na parte centro-norte da bacia.

4. DISCUSSÃO

A incorporação de indicadores de sustentabilidade na seleção de áreas para reflorestamento mostrou-se viável e apresenta visão integrada da bacia hidrográfica, englobando problemas ambientais, respeito à legislação, formação de corredores e maior estabilidade no uso da terra. Porém, nota-se a dificuldade em integrar dados provenientes de análises no ambiente SIG com modelos matemáticos, executados em softwares específicos. Conforme já apontado por Aspinall e Pearson (2000), recomenda-se, portanto, a integração das ferramentas de seleção em um único ambiente (SIG, por exemplo), para viabilizar a sua utilização por gestores de bacias.

Os indicadores utilizados apresentaram bom desempenho com relação à variabilidade nas microbacias e ausência de correlação entre eles. Os indicadores e respectivos mapas podem ser utilizados separadamente para tomada de decisão, já que apresentam condições específicas de cada microbacia e, quando espacializados na forma de mapas, mostram a sua distribuição espacial, facilitando a tomada de decisão para a bacia.

No método utilizado, as microbacias com piores desempenhos nos indicadores foram selecionadas, ou seja, as 58 microbacias com menor sustentabilidade. Nesse método, o cálculo dos indicadores médios para a bacia do rio Corumbataí mostrou que a porcentagem de mata nativa (PCT_NAT) passaria de 12,8% para 12,9%, e a porcentagem de mata nativa na área de APP (PCT_NAT_APP) passaria de 28,2% para 39,21%. Para efeito de previsão do ganho ambiental, considerou-se que as microbacias selecionadas, após terem suas áreas de APP restauradas, apresentarão indicadores semelhantes aos encontrados em microbacias com mais de 70% de floresta na área de APP (Tabela 2). Para o indicador SUSCERO, considerou-se que a restauração florestal da APP reduziria em 50% a suscetibilidade

à erosão nas microbacias. A simulação do valor da média para a bacia (n=474) mostra que: DESC_NAT aumentaria de 0,12% para -3,26% (invertendo a condição de descontinuidade média); SHDI aumentaria de 0,82 para 0,89 (aumento de 8,5%); VAR_MED reduziria de 14,7 para 14,5 (redução de 2,1%) e SUSCERO reduziria de 28,23 para 26,21 (redução de 7,2%).

A estimativa mostra-se, assim, que o reflorestamento de 1.000 ha, correspondentes a 0,5% da área da bacia do rio Corumbataí, se bem planejado, permitiria bons ganhos de sustentabilidade, mostrando a importância de estudos de priorização para a maximização dos ganhos ambientais. Nessa abordagem, poucas microbacias seriam recuperadas, e a prioridade seria dada às microbacias com piores desempenhos nos indicadores de sustentabilidade. O método utilizado mostrou-se útil para identificar microbacias-problema e, mesmo para selecionar microbacias em melhores condições, bastando somente selecionar as últimas da lista obtida pelo ordenamento realizado.

A abordagem de seleção de microbacias difere da metodologia de modelagem cartográfica tradicionalmente utilizada, em que os resultados são apresentados para cada *pixel* do mapa (VALENTE e VETTORAZZI, 2003B; VETTORAZZI, 2006). O método empregado neste trabalho apresenta menor detalhamento das áreas que aquele envolvendo priorização por *pixels*, já que aponta as microbacias prioritárias que, no caso do método por *pixels*, exigiriam um passo metodológico adicional. As áreas a serem restauradas podem ser posteriormente definidas em cada microbacia, de acordo com características locais, como malha fundiária, aspectos regionais e outras variáveis não consideradas no processo de seleção.

Já o método abordado neste trabalho pode ser considerado opção interessante, por apontar regiões, no caso microbacias, prioritárias para o processo de restauração, facilitando o planejamento em nível regional.

5. CONCLUSÕES

Os indicadores utilizados – legislação florestal, variação no uso da terra, descontinuidade da paisagem, suscetibilidade à erosão e diversidade da paisagem – contemplam diferentes aspectos da sustentabilidade e podem ser utilizados no processo de priorização de áreas para restauração florestal.

O método utilizado apresenta vantagens na seleção de microbacias críticas, em que o processo de restauração florestal se torna prioritário para o aumento da sustentabilidade dessas microbacias.

A escala utilizada (microbacias até 2.000 ha) parece mais adequada para o planejamento regional de restauração de bacias hidrográficas do que escalas maiores (*pixels* de 30 m, por exemplo), pois apresenta maior flexibilidade de implementação de áreas que podem ser definidas, posteriormente, dentro de cada microbacia prioritária.

6. AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Engenharia Rural da ESALQ/USP, pelo apoio no programa de pós-doutoramento do primeiro autor; e ao CNPq, pela bolsa de pós-doutoramento concedida.

7. REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v.27, n.1, p.149-161, 1997.
- ASPINALL, R.; PEARSON, D. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: Linking landscape ecology, environmental modelling and GIS. **Journal of Environmental Management**, v.59, n.4, p.299-319, 2000.
- BÜCHS, W. Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture – introduction and background. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.98, n.1, p.1-16, 2003.
- CATI-SP. Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas. Disponível em http://www.cati.sp.gov.br/novacati/microbacias/microbacias_index.php. Acesso em: 15 abr. 2004.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB-SP. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006** / CETESB. São Paulo: 2007. 2v. 327p.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**, v.36, n.1, p. 59-77, 1996.

DI LUZIO, M. et al. **Soil and water assessment tool. ArcView GIS Interface Manual: Version 2000.** GSWRL Report 02-03, BRC Report 02-07, Texas Water Resources Institute TR-193, 2002. 346p.

EASTMAN, J. R. et al. Raster procedures for multi-criteria / multi-objetive decisions. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v.61, n.5, p.539-547, 1995.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de Risco de Incêndios Florestais por meio de um Sistema de Informações Geográficas. **Scientia Forestalis**, v.53, n.1, p.39-48, 1998.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas prioritárias para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Revista Árvore**, v.27, n.4, p.575-583, 2003.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology.** New York: John Wiley & Sons, 1986. 619p.

GABRIEL, K. R. The Biplot graphic display of matrices with applications to principal component analysis. **Biometrika**, v.58, n.3, p.453-467, 1971.

GARCIA, A. R. et al. Volume de enxurrada e perda de solo em estradas florestais em condições de chuva natural. **Revista Árvore**, v.27, n.4, p.535-542, 2003.

GHERSA, C. M. et al. Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.93, n.1/3, p.279-293, 2002.

GKARAVELI, A.; GOOD, J. E. G.; WILLIAMS, J. H. Determining priority areas for native woodland expansion and restoration in Snowdonia National Park, Wales. **Biological Conservation**, v.115, n.3, p.395-402, 2004.

HYMAN, J. B.; LEIBOWITZ, S. G. A general framework for prioritizing land units for ecological protection and restoration. **Environmental Management**, v.25, n.1, p.23-35, 2000.

INSTITUTO DE PESQUISAS FLORESTAIS - IPEF. **Plano Diretor – Conservação dos Recursos Hídricos por Meio da Conservação da Cobertura Florestal da Bacia do Rio Corumbataí.** 2001. 276p.

JORGE, L. A. B.; GARCIA, G. J. A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). **Forest Ecology and Management**, v.98, n.1, p.35-47, 1997.

KRONKA, F. J. N. et al. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto Florestal, 2003.

KRUSHE, A. V. et al. Spatial and temporal water quality variability in the Piracicaba river basin, Brazil. **Journal of the American Water Resources Association**, v.33, n.5, p.1117-1123, 1997.

LATHROP JR., R. G.; BOGNAR, J. A. Applying GIS and landscape ecological principles to evaluate land conservation alternatives. **Landscape and Urban Planning**, v.41, n.1, p.27-41, 1998.

MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps,** Amherst: University of Massachusetts. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstat>>.2002.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v.405, p.243-253, 2000.

METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v.37, n.1, p.29-35, 1997.

PIORR, H. P. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.98, n.1, p.17-33, 2003.

R. Árvore, Viçosa-MG, v.33, n.5, p.937-947, 2009