

**Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**O papel dos remanescentes florestais na manutenção da  
qualidade da água em microbacias agrícolas**

**Carla Cristina Cassiano**

Dissertação apresentada para obtenção do título de  
Mestra em Ciências, Programa: Recursos  
Florestais. Opção em: Conservação de  
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba  
2013**

Carla Cristina Cassiano  
Engenheira Florestal

**O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em  
microbacias agrícolas**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:  
Prof. Dr. **SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de  
Mestra em Ciências, Programa: Recursos  
Florestais. Opção em: Conservação de  
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba  
2013**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Cassiano, Carla Cristina

O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas / Carla Cristina Cassiano. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2013.

115 p: il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Água - Análise físico-química 2. Bacia Hidrográfica 3. Ecossistemas - Modelos matemáticos 4. Florestas - Restauração 5. Mapeamento do solo 6. Proteção ambiental 7. Recursos Hídricos I. Título

CDD 333.91  
C345p

**"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"**

*A todos que contribuíram para a  
concretização deste trabalho.*

**OFEREÇO**

*À minha família.*

**DEDICO**



## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus por todas as oportunidades, caminhos e conquistas que me foram concedidos.

Ao longo dos últimos dois anos foram muitas as pessoas que passaram e contribuíram para a conclusão desse trabalho, gostaria de deixar meu “Muito Obrigado” a todos, pois mesmo as conversas de corredor estimularam novas ideias e serviram como aprendizado para melhorias tanto na pesquisa como na vida.

Entretanto, não posso deixar de realizar um agradecimento especial aos meus pais, Almiro e Cristina, que sempre apoiaram as minhas decisões, incentivaram o meu desenvolvimento pessoal e acadêmico e me ensinaram a desfrutar a vida! Ao meu irmão, Neto, por todo o carinho e cumplicidade.

Ao prof. Silvio Ferraz, pela orientação e dedicação, pela oportunidade de trabalharmos juntos e por ter sido sempre presente e atuante durante todo o processo do mestrado.

Ao pessoal do Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF) fundamentais nesse processo, por todas as orientações, conversas, risadas e amizade: Paulo Guilherme, Michel, Carol, Rodrigo, Tamires, Felipe (Benito), Yane, Edgar, Lara, Ricardo, Maíra, Yuri, Gabriel, Fernando, principalmente as minhas ajudantes oficiais de campo Ísis e Thais, e a Maureen por todas as correções e auxílio na reta final.

À FAPESP pelo suporte financeiro (Processo n° 2010/13627-3).

Ao prof.<sup>a</sup> Kátia Ferraz, por me convidar para o Grupo de Estudos e Pesquisa em Ecologia e Impacto Ambiental (GEPEIA), pela orientação, apoio financeiro, e por dividir comigo em pouco da sua pesquisa, que com certeza irá gerar bons frutos. Aos membros do GEPEIA, pelas reuniões, apoio, sugestões, acompanhamento a campo e amizade, em especial a aqueles que participaram e estiveram comigo desde o início: Maísa, Daniela, Eduardo, Júlia e Ana Paula.

Ao prof. Plínio Camargo pela orientação científica e por abrir as portas do Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI) – CENA/USP para a realização das minhas análises. Aproveito para agradecer a todos do LEI, que me ensinaram e ajudaram com as análises, pela receptividade e amizade, ao Robson, Luiz Felipe, Natassia, Elizabethe, Rafaela, Luís Otávio, Guilherme, Rafael, em especial a técnica do laboratório Fabiana e a Tatiana.

Aos meus tios Luiz e Elza Bellini por todo o apoio e carinho nesses anos em Piracicaba. Aos meus queridos amigos Evandro Tambarussi e Alexandre Ferraz, pelas conversas durante as viagens à Botucatu. Às minhas irmãs floresteadoras Ariana, Cristina, Fernanda S., Fernanda P., Gabriela, Giulia, Maria Angélica, Manoelle, Raquel e Simone por fazerem parte da minha vida e torná-la muito mais divertida. Aos meus amigos Paulini, Renato, Érica, Bruno, André, Ricardo, Leandro, Diogo, Andressa, Ivan, Rafael, Renata e Guilherme, pelos churrascos e amizade. Aos meus amigos de toda a vida Mariana, Lais, Gabriela, Lucas, Fábio, Eduardo e João, pelos finais de semana, conversas, apoio e por todas as formaturas. E ao Tiago Correia por me incentivar diariamente a cumprir minhas tarefas e caminhar ao meu lado dividindo todas as felicidades e problemas dessa etapa da minha vida.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT .....	11
1 INTRODUÇÃO .....	13
1.1 Revisão Bibliográfica .....	14
Referências .....	24
2 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS INSERIDOS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS .....	31
Resumo .....	31
Abstract .....	31
2.1 Introdução .....	32
2.2 Material e método.....	34
2.2.1 Área de estudo .....	34
2.2.2 Delineamento amostral.....	36
2.2.3 Caracterização da paisagem.....	38
2.2.3.1 Base cartográfica.....	38
2.2.3.2 Variáveis físicas.....	39
2.2.3.3 Solos .....	40
2.2.3.4 Dinâmica do uso do solo .....	41
2.2.3.5 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos.....	42
2.2.4 Análise estatística.....	45
2.3 Resultados .....	45
2.3.1 Uso do solo .....	45
2.3.2 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos.....	50
2.4 Discussão.....	55
2.4.1 Mudança do uso do solo .....	55
2.4.2 Dinâmica florestal nas matrizes de pasto e cana-de-açúcar .....	57
2.4.3 Serviços ecossistêmicos .....	58
2.5 Conclusões.....	60
Referências .....	61
3 INFLUÊNCIA DE REMANESCENTES FLORESTAIS NOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA .....	67
Resumo .....	67
Abstract .....	67
3.1 Introdução .....	68
3.2 Material e Métodos.....	69
3.2.1 Área de estudo .....	69
3.2.2 Microbacias de estudo.....	69
3.2.3 Caracterização da paisagem.....	72
3.2.4 Caracterização físico-química da água .....	75
3.2.4.1 Métodos amostrais e analíticos .....	75
a) Parâmetros físicos.....	75
b) Parâmetros químicos .....	76
3.2.5 Precipitação.....	77
3.2.6 Análise estatística.....	78
3.3 Resultados .....	79
3.3.1 Caracterização física e histórica da paisagem .....	79
3.3.2 Composição físico-química da água.....	80



3.3.2.1 Uso predominante do solo .....	82
3.3.2.2 Vegetação florestal .....	84
3.4 Discussão .....	90
3.4.1 Pastagem <i>versus</i> Cana-de-açúcar.....	94
3.4.2 Influência da mata ciliar .....	95
3.4.3 Qualidade da vegetação florestal.....	96
3.5 Conclusões .....	97
Referências.....	98
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	105
APÊNDICES .....	107

## RESUMO

### **O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas**

As florestas se apresentam como a melhor cobertura do solo para a manutenção da qualidade natural das águas superficiais, proporcionando serviços ecossistêmicos de regulação e provisão desse recurso. A conversão de florestas em usos antrópicos tende a reduzir a qualidade da água, devido ao aporte de nutrientes e sedimentos provenientes da movimentação e manejo do solo. A presença de vegetação na área ripária pode reduzir esses efeitos, através da prestação de alguns serviços de proteção dos corpos d'água. O objetivo deste trabalho foi detectar a influência da mata ciliar na composição físico-química da água em microbacias agrícolas. O trabalho foi dividido em duas partes, a primeira buscou avaliar o estado da vegetação florestal na área de estudo e o seu potencial na prestação de serviços e a segunda parte avaliar o efeito da vegetação em parâmetros físico-químicos da água. As unidades de estudo foram definidas na bacia do rio Corumbataí, a partir do mapeamento do uso do solo do ano de 2000 pelo método de amostragem adaptativa, onde as unidades deveriam apresentar um mínimo de 70% de matriz e 10% de cobertura florestal. Foram selecionadas seis unidades de 16 km<sup>2</sup>, três unidades com matriz de pasto e três unidades com matriz de cana-de-açúcar. Com as unidades definidas foram realizados os mapeamentos por fotointerpretação para cinco datas (1962, 1978, 1995, 2000 e 2008), a partir desse mapeamento foi possível calcular as mudanças do uso do solo e índices para os fragmentos florestais identificando sua trajetória. Também foram utilizados mapas de solos e geologia, e realizado o mapeamento do relevo para reconhecimento dos aspectos físicos e químicos do terreno. Sete microbacias, de primeira a segunda ordem de drenagem, foram selecionadas e tiveram amostras de água coletadas durante um ano, quinzenalmente, para análise dos parâmetros físico-químicos da água. As diferenças na ocupação do uso do solo e na trajetória dos fragmentos florestais entre as matrizes foram avaliadas através da Análise de Variância e as diferenças entre as variáveis da água foram avaliadas através do teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney. Os resultados mostraram que a vegetação florestal nas unidades tem aumentado nos últimos anos, dando indícios ao início de uma fase de regeneração, conhecida como a segunda fase da transição florestal, porém apenas estudos futuros poderão confirmar essa análise. As matrizes apresentam similaridade em relação à área ocupada por floresta, porém a trajetória dessas florestas foi diferente. O potencial de prestação de serviços por essas florestas em relação à proteção dos riachos é relativamente baixo, onde através da metodologia utilizada foi possível observar que apenas 1/3 da vegetação florestal apresenta-se adequada para a prestação de serviços. A cana-de-açúcar promove o aumento de nitrogênio no riacho, enquanto a pastagem apresenta concentração maior de carbono orgânico dissolvido. A floresta ripária é essencial para a manutenção do ecossistema aquático e está contribuindo para o aumento da concentração de alguns nutrientes na água.

Palavras-chaves: Serviços ecossistêmicos; Transição florestal; Parâmetros físico-químicos



## ABSTRACT

### **The role of forest remnants in the maintenance of water quality in agricultural watersheds**

Forests present themselves as the best land use for maintaining the quality of natural surface water, providing ecosystem services of provision and regulation for this resource. The conversion of forests to anthropogenic uses tends to reduce the quality of waters due the nutrients and sediment inputs from moving and soil management. The presence of vegetation in the riparian area can reduce these effects by providing some services as the protection of water bodies. The aim of this study was to detect the influence of riparian vegetation on water physico-chemical composition in agricultural watersheds. The work was divided into two parts, the first sought to evaluate the state of the forest vegetation in the study area and its potential in providing services and the second part to assess the effect of vegetation on physico-chemical parameters of the water. The study units were defined in Corumbataí river basin, from a mapping of the land use in 2000 by adaptive sampling method, where the units should have a minimum 70% matrix and 10% forest cover. Were selected six units of 16 km<sup>2</sup>, three units with pasture matrix and three units with sugar cane matrix. With the units defined mappings were performed by photointerpretation for five dates (1962, 1978, 1995, 2000 and 2008), from this mapping was possible to calculate the changes in land use and some indices for forest fragments. Were also used maps of soils and geology, and the mapping of relief for recognition of physical and chemical aspects of the terrain. Seven watersheds, from first to second order, were selected and water samples were collected during one year, biweekly, for the analysis of physico-chemical parameters of the water. Differences in occupation of land use and the trajectory of forest fragments between matrices were evaluated using analysis of variance and differences between water variables were assessed using the nonparametric Wilcoxon-Mann-Whitney test. The results showed that the forest vegetation cover has increased in recent years, giving evidence the beginning of a regeneration phase, known as the second stage of forest transition, but only future studies can confirm this analysis. The matrices exhibit similarity to the area occupied by forest, however, the trajectories of these forests were different. The potential of services by these forests in relation to protection of streams is relatively low, which through the methodology it was observed that only 1/3 of the forest has been considered appropriate for the provision of services. The sugar cane promotes the increase of nitrogen in the stream, while the pasture has higher concentration of dissolved organic carbon. The riparian forest is essential to the maintenance of the aquatic ecosystem. The forests are contributing to the increase in the concentration of some nutrients in the water.

Keywords: Ecosystem services, Forest transition; Water physicochemical parameters



## 1 INTRODUÇÃO

Extensas áreas florestais foram convertidas em áreas agrícolas e urbanas no passado, essas mudanças na ocupação da terra acarretaram consequências para o meio ambiente. A transformação de grandes maciços florestais em fragmentos dispersos e isolados na paisagem reduz a prestação de serviços ecossistêmicos dessas florestas. Em relação aos recursos hídricos, bacias hidrográficas totalmente cobertas por floresta atuam efetivamente na provisão e regulação da água, enquanto que a sua conversão para agricultura intensiva, por exemplo, pode causar a degradação da qualidade da água.

A existência da vegetação florestal ripária pode diminuir os efeitos dessas mudanças já que muitos estudos mostram a efetividade da vegetação ciliar, não apenas como zona tampão de nutrientes e sedimentos, mas também na estabilização das margens e sustentação do ecossistema aquático. As florestas ciliares exercem grande influência nos rios, principalmente em riachos de primeira ordem, onde controlam desde a incidência de luz solar até a entrada de matéria orgânica. Mecanismos como o Código Florestal que estabelecem Áreas de Preservação Permanente (APP) nas propriedades rurais são essenciais para o estabelecimento e perpetuação dessa vegetação.

Entretanto, é possível que a simples presença da mata ciliar não garanta a prestação desses serviços, sendo necessários estudos que expliquem como o oferecimento de serviços pelas florestas ripárias é afetado pelo seu estado de conservação. Neste caso, algumas questões ainda estão pendentes: As florestas com diferentes históricos de distúrbios e perturbações tem a mesma capacidade de provisão e regulação dos recursos hídricos? E como os diferentes usos do solo agrícolas interferem na trajetória dessas florestas e conseqüentemente no oferecimento desses serviços?

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o papel dos remanescentes florestais em diferentes condições na manutenção da qualidade da água em riachos localizados em áreas agrícolas.

Como objetivos específicos deste estudo, pode-se citar:

- Caracterizar a dinâmica da vegetação florestal nos últimos anos em duas matrizes agrícolas;

- Avaliar o potencial de prestação de serviços de regulação dos recursos hídricos por fragmentos florestais.
- Comparar a composição química da água em microbacias com diferentes coberturas de uso do solo;
- Avaliar a influência dos fragmentos florestais sob diferentes condições na composição química da água de riachos.

## 1.1 Revisão Bibliográfica

Os serviços ecossistêmicos são divididos em: serviços de provisão (produtos obtidos do ecossistema), regulação (características regulatórias dos processos ecossistêmicos), culturais (benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas) e de suporte (necessários para a produção dos outros serviços ecossistêmicos) (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003). As florestas oferecem diversos serviços, proporcionando o armazenamento e a regulação de água, destacando-se atualmente, devido ao crescente conflito, entre a demanda e o abastecimento de água, pelo crescimento populacional (BIAO et al., 2010). Áreas florestadas não perturbadas tendem a ser a melhor condição desejada para a proteção dos recursos hídricos (ARCOVA; CICCIO, 1999).

Estudos de 1980 a 2005 mostraram que extensas áreas ocupadas por florestas, nos biomas de floresta tropical úmida ao redor do mundo, foram convertidas em áreas agrícolas (ACHARD et al., 2002; GIBBS et al., 2010; HANSEN; STEHMAN; POTAPOV, 2010), poucas áreas retornaram à condição florestal. No entanto, essa regeneração apresenta características muito diferentes da floresta primária, em termos ecológicos, biofísicos e econômicos (ACHARD et al., 2002).

Há 20 anos, a teoria da transição florestal "*forest transition*" começou a ser utilizada pelo pesquisador Alexander Mather, para descrever um conjunto de padrões recorrentes dos últimos dois séculos, onde a urbanização e a industrialização atuam primeiramente em uma diminuição prolongada da cobertura florestal e em seguida na recuperação parcial das florestas (RUDEL; SCHNEIDER; URIARTE, 2010). Esses padrões foram observados, principalmente na Europa e nos Estados Unidos (MATHER; FAIRBAIRN; NEEDLE, 1999; RUDEL et al., 2005; MEYFROIDT; LAMBIN, 2011). Desse modo, a transição florestal é o resultado de uma generalização histórica das mudanças, que ocorrem em longo prazo nas

sociedades, quanto as suas florestas, em que o ponto de inflexão nesse processo, ocorre no momento em que o desmatamento deixa de existir e inicia-se a regeneração (RUDEL; SCHNEIDER; URIARTE, 2010).

Neste contexto o desmatamento é compreendido pela colonização de novas áreas através da conversão das florestas em áreas agrícolas, visando suprir a demanda de uma população em crescimento (RUDEL et al., 2005). Em um determinado momento esta expansão territorial cessa e as florestas se restabelecem, em alguns casos devido ao desenvolvimento econômico, com avanços tecnológicos e o abandono de áreas menos produtivas e em outros casos devido a fatores ecológicos, como a ausência da própria floresta, que causa desde a procura por produtos florestais até a falta dos serviços que ela oferece (RUDEL et al., 2005). Segundo Lambin e Meyfroidt (2010), recentemente, os fatores sócio-ecológicos parecem explicar melhor a desaceleração do desmatamento, enquanto fatores sócio-econômicos aparecem como responsáveis pela regeneração.

O valor da terra apresenta-se como um dos fatores que também promove esta transição, permanecendo o uso de maior valor (BARBIER; BURGESS; GRAINGER, 2010). Durante séculos, a agricultura se apresentou como o uso mais rentável do solo. Atualmente, a valoração tem mudando com o fortalecimento do turismo ecológico e o surgimento de programas de incentivo ao reflorestamento. Muitos estudos têm surgido no âmbito de valoração dos serviços ecossistêmicos das florestas (CALDER, 2002; LELE, 2009), fortalecendo também programas de pagamentos por serviços ambientais.

É importante salientar que, apesar da segunda fase da transição florestal ser considerada a regeneração de um ambiente primitivo, a floresta secundária dificilmente apresentará o nível de interações e a composição de uma floresta primária (PERZ, 2007). Uma vez que a regeneração ocorre em solos de baixa fertilidade, quando em áreas abandonados pela agricultura, podendo restringir as espécies e a taxa de crescimento da floresta (MATHER; NEEDLE, 1998). Entretanto, a floresta secundária proporciona efeitos positivos, como o armazenamento de carbono, a estabilidade do solo e a estabilidade hidrológica, principalmente quando substitui uma área degradada (MEYFROIDT; LAMBIN, 2011).

Essas mudanças nos padrões da paisagem exercem implicações em muitos recursos e processos ecológicos (TURNER; RUSCHER, 1988). Bacias hidrográficas cobertas com florestas atuam efetivamente na provisão e regulação dos recursos



hídricos a jusante. Alterações do uso do solo, através da substituição da floresta por agricultura, podem alterar esses serviços. Atividades de manejo do solo tem se caracterizado como fontes difusas de poluição (GORSEVSKI et al., 2008), se tornando cada vez mais relevantes no monitoramento dos cursos d'água (CARONE et al., 2009), onde o tipo, a proximidade e a extensão do uso do solo afetam variáveis hidrológicas (ARSCOTT; DOW; SWEENEY, 2006).

Os corpos d'água refletem a saúde da bacia, porém muitas das alterações decorridas da mudança do uso do solo são perceptíveis apenas na escala de microbacias, não afetando grandes bacias hidrográficas (Tabela 1.1). O impacto que a mudança do uso do solo promove no regime hidrológico e no carreamento de sedimentos, diminui com o tamanho da bacia. Na qualidade da água não se tem observado uma maior clareza dos efeitos, com parâmetros impactando grandes bacias, como a salinidade e a contaminação por pesticidas, enquanto outros, sendo relevantes apenas em pequena escala, como a matéria orgânica e o regime térmico (FAO, 2000).

Tabela 1.1 - Dimensões espaciais dos efeitos do uso do solo

Parâmetro	Tamanho da bacia (km <sup>2</sup> )						
	0,1	1,0	10	100	1.000	10.000	100.000
Escoamento médio	x	x	x	x	o	o	o
Escoamento máximo	x	x	x	x	o	o	o
Escoamento base	x	x	x	x	o	o	o
Recarga de águas subterrâneas	x	x	x	x	o	o	o
Carreamento de sedimentos	x	x	x	x	o	o	o
Nutrientes	x	x	x	x	x	o	o
Matéria orgânica	x	x	x	x	o	o	o
Patógenos	x	x	x	o	o	o	o
Salinidade	x	x	x	x	x	x	x
Pesticidas	x	x	x	x	x	x	x
Metais pesados	x	x	x	x	x	x	x
Regime térmico	x	x	o	o	o	o	o

x = impacto perceptível; o = impacto não perceptível.

Fonte: FAO, 2000.

Quando se trabalha na escala de bacia há certa dificuldade em determinar precisamente as respostas hidrológicas dessas mudanças, por se tratar da gestão de uma área complexa. Entretanto, as decisões tomadas nas microbacias podem ocasionar grandes mudanças hidrológicas em toda a bacia (SULLIVAN; TERNAN; WILLIANS, 2004). Variações temporais, no regime de distúrbio nas cabeceiras

alteram condições físicas e biológicas do canal, como a entrada de matérias (sedimentos, invertebrados e matéria orgânica), que ocasionam modificações na cadeia trófica e na produtividade rio à jusante (GOMI; SIDLE; RICHARDSON, 2002). Iniciativas como a recuperação da mata ciliar têm maior potencial para melhorar a qualidade da água ao longo de riachos de primeira ordem, ao invés dos de grande fluxo (TOMER et al., 2009). Porém, a recuperação de cabeceiras traz benefícios para toda a bacia hidrográfica. A alteração da ocupação da bacia à montante afeta a quantidade e a qualidade da água disponível à jusante (ZHANG et al., 2007), podendo acarretar impactos positivos e negativos.

Em termos de quantidade de água disponível na bacia, partindo-se de uma área totalmente coberta por floresta, o regime hidrológico é definido por alguns processos. Durante a chuva, parte da água precipitada é interceptada pela copa das árvores, voltando à atmosfera por evaporação logo após o término da chuva, reduzindo a quantidade de água que chega ao solo. Estudos mostraram que a interceptação varia de acordo com os fatores climáticos e com o tipo e localização da floresta, apresentando valores entre 8,9% e 39% da precipitação nas florestas tropicais (LLOYD et al., 1988; CROCKFORD; RICHARDSON, 2000). A água da chuva que chega ao piso florestal encontra condições ideais para a infiltração, devido à presença de serapilheira e ao alto nível de matéria orgânica nos primeiros centímetros do solo (BALBINOT et al., 2008). A água infiltra de três a dez vezes mais rápido, e em maior quantidade, em florestas quando comparada a infiltração em áreas agrícolas e pastagem (SCHULTZ et al., 2004; BORGES et al., 2005). Parte da água armazenada no solo é perdida por evapotranspiração. Apesar de facilitarem a infiltração, as florestas perdem mais água para a atmosfera do que qualquer outro tipo de cobertura do solo (CALDER, 2002).

O efeito da mudança do uso do solo, na quantidade de água da vertente, pode ser dividido em duas situações: o impacto na vazão média anual e o impacto na distribuição sazonal da água (FAO, 2000). Existe um potencial considerável de se aumentar a vazão anual do rio por meio da diminuição dos níveis de interceptação e transpiração na bacia. A maneira mais simples de obter-se essa redução dá-se pela substituição de parte da floresta por pastagem ou lavouras (THANAPAKPAWIN et al., 2006; WALKER, 2002). Porém, com o avanço da área de cultivo, a capacidade de absorver água pelo solo apresenta-se reduzida. Ao passo que com a ausência da serapilheira, o solo fica mais exposto e compactado devido às atividades agrícolas,

as taxas de infiltração diminuem e o escoamento superficial aumenta, ocasionando inundações na época de chuva e uma menor disponibilidade de água e umidade no solo na época de seca (WALKER, 2002). As florestas contribuem para a manutenção da vazão na época seca (CALDER, 2002). De modo que, as bacias devem ser manejadas da melhor maneira possível para o estabelecimento de uma quantidade de água adequada à demanda local.

Já em relação à qualidade da água, áreas florestadas apresentam-se como a forma mais adequada de uso do solo visando à conservação dos riachos. Souza e Tundizi (2000) observaram que em duas bacias hidrográficas próximas, a bacia com ocupação antrópica apresentava leitos menos protegidos e com maior entrada de poluentes, alterando a composição da água. Enquanto a bacia com menor ocupação apresentava uma maior proteção do seu leito pela mata ciliar, gerando uma estabilidade maior na composição da água com menos influência do meio. Características hidrogeoquímicas dos corpos d'água como pH, condutividade elétrica, alcalinidade, cálcio, magnésio, sódio e potássio são intrínsecos à formação geológica, da bacia de drenagem e variam ao longo do tempo, conforme o regime hidrológico a que são submetidos (NETO et al., 1993; SOUZA; TUNDIZI, 2000). A atividade agrícola pode contribuir na degradação dos mananciais, por meio da contaminação dos corpos d'água, por substâncias orgânicas ou inorgânicas, naturais ou sintéticas, e agentes biológicos, decorrentes da aplicação, muitas vezes de forma inadequada, de defensivos, fertilizantes ou de resíduos derivados da criação intensiva de animais (RESENDE, 2002; BRITO; LEITE; MELO, 2009; MCDOWELL; SHARPLEY, 2009).

Ao analisar a presença de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar, Corbi et al. (2006), ressaltaram que a devastação das matas ocasionam diferentes tipos de impacto nos recursos hídricos, resultando em maiores concentrações e frequência de ocorrência dessas substâncias. Armas, Monteiro e Green (2007) também detectaram a presença de organoclorados acima dos padrões da legislação vigente, devido ao uso de agrotóxicos na bacia hidrográfica. O cultivo da cana-de-açúcar representa um fator importante na modificação da química da água nas microbacias (SILVA et al., 2007). Os plantios tem se expandido nos últimos 10 anos. A manutenção e gestão adequada do ecossistema ribeirinho são essenciais para evitar a degradação da qualidade da água, por meio do aumento de nutrientes provenientes de bacias

agrícolas. O manejo correto da área ripária pode manter em longo prazo a retenção desses nutrientes (LOWRANCE et al., 1984).

A presença, da vegetação ciliar, ao longo do tempo, tem apresentado melhoras na qualidade físico-química da água, levando à recuperação da qualidade do habitat e a manutenção da saúde do ecossistema ribeirinho (THEODOPOPOULOS; ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, 2010). Os corredores ripários são áreas gerenciáveis, e a utilização de práticas de recuperação, deve estar nas ações prioritárias para se alcançar um bom estado ecológico do ambiente (WASSON et al., 2010), podendo resultar na melhoria das águas superficiais e também atuar como corredor ecológico para a fauna e a flora (PIRES et al., 2009).

Dentre as funções exercidas pela floresta ripária na conservação dos recursos hídricos, destaca-se sua atuação na melhoria do habitat para a fauna aquática, na estabilização do leito dos rios junto à conservação do solo e como zona tampão para sedimentos e poluentes.

Ações humanas, na escala de paisagem perturbam processos geomórficos que mantêm a paisagem ribeirinha e sua biota associada, e frequentemente resultam em um habitat degradado e menos heterogêneo (ALLAN, 2004). O estabelecimento de faixas de mata ciliar é um meio de mitigar os impactos do uso do solo no ambiente ribeirinho e também melhorar ou restabelecer a funcionalidade do ecossistema na bacia (GARDINER; PERALA-GRADINER, 1996). Há um consenso geral, que manter uma faixa para proteção nos riachos traz benefícios na melhoria do habitat aquático (DILLAHA III; INAMDAR, 1996; HEARTSILL-SCALLEY; AIDE, 2003). Quando florestada a manutenção dessa faixa ciliar fornece sombreamento e resfriamento sobre o canal, assim como detritos e matéria orgânica para a comunidade aquática (CORRELL, 1996). A influência dessa vegetação é mais pronunciada em pequenos riachos (GREGORY et al., 1991).

A temperatura da água do rio controla a taxa de diversos processos bióticos e abióticos, e é influenciada pelas mudanças de uso do solo no ambiente ripário (JOHNSON; JONES, 2000). Estas mudanças podem perturbar os peixes e a comunidade de invertebrados (STUDINSKI et al., 2012). A vegetação ciliar reduz a incidência de radiação solar, minimizando flutuações de temperatura (OSBORNE; KOVACIC, 1993) e estabilizando o oxigênio dissolvido (SCHULTZ et al., 2004). Com a retirada da vegetação ciliar, Johnson e Jones (2000) detectaram um aumento na temperatura média anual do rio de 2 a 8°C, retornando aos níveis anteriores, 15

anos depois, com o restabelecimento da vegetação. Também foram observados aumentos na temperatura, em casos de exploração florestal fora da área ripária (BOURQUE; POMEROY, 2001) refletindo a influência nos corpos d'água de toda a bacia de drenagem.

Pequenos riachos são locais de entrada, armazenamento, transformação e posterior exportação de detritos para jusante (MEYER; WALLACE, 2000). A matéria orgânica é decomposta por microrganismos heterotróficos, consumida ou fragmentada por macroinvertebrados aquáticos, fisicamente desgastada em partículas menores, ou lixiviada e liberada como matéria orgânica dissolvida (GREGORY et al., 1991). A produção primária e secundária nas cabeceiras está intimamente ligada ao fornecimento dessa matéria orgânica pela mata ciliar, onde predadores invertebrados consomem a maior parte dessa produção secundária (HALL Jr.; WALLACE; EGGERT, 2000) dando sequência a cadeia trófica.

Florestas ripárias também tem se mostrado importantes no desenvolvimento da morfologia do canal, através da estabilização de áreas alagáveis e como fonte de galhos e troncos (FETHERSTON; NAIMAN; BILBY, 1995). Alterações na mata ciliar causam modificações na abundância e volume de troncos no canal, afetando principalmente a complexidade estrutural desses ecossistemas, pela redução no número e nas características estruturais de poços (HAUER et al., 1999; PAULA et al., 2010). A utilização de pequenos troncos pode ser considerada uma estratégia de restauração do habitat, principalmente para espécies nativas de pequenos peixes e peixes jovens (HOWSON et al., 2012).

Estudos sobre a produção de sedimentos na bacia demonstram efeitos consideráveis de distúrbios florestais, como a extração seletiva ou o desmatamento, ocasionados pela agricultura (BRUIJNZEEL, 2004). Áreas ripárias conservadas perdem 80% menos de solo do que áreas ocupadas por cultivo em linha ou pastagem intensiva (SCHULTZ et al., 2004). A erosão proveniente da precipitação possui relação significativa com o uso do solo, sendo menor na floresta e nas pradarias, quando comparadas com a agricultura, o pasto e o solo exposto (OUYANG et al., 2010). Uma boa cobertura vegetal pode prevenir erosões superficiais, e uma cobertura florestal bem desenvolvida chega a prevenir deslizamentos rasos, porém deslizamentos profundos (> 3m) são determinados pela geologia e pelo clima (BRUIJNZEEL, 2004).

A presença e a delimitação da mata ciliar impedem que o gado acesse o leito do rio, diminuindo danos às margens e a contaminação das águas por fezes dos animais (BUCK; NIYOGI; TOWNSEND, 2004). O pisoteio do gado promove a compactação do solo e ao se proteger a zona ripária o solo apresenta maior porosidade em relação à pastagem, aumentando a infiltração da água, a troca gasosa, diminuindo o escoamento superficial (KUMAR et al., 2010) e auxiliando na estabilização do solo (ZHANG et al., 2007). Práticas inadequadas de manejo de pastagens reduzem a renda agrícola e aumentam a contaminação de águas superficiais e subterrâneas; o simples estabelecimento de sequeiro vegetativo, faixa de vegetação ciliar, proteção de córregos e de suas margens podem auxiliar na proteção dos recursos hídricos (UDAWATTA; GERRETT; KALLENBACH, 2010).

A existência de faixas de vegetação ripária em áreas agrícolas auxilia no retardamento do movimento da água do escoamento direto, na retenção de sedimentos, no aumento da infiltração, na adsorção de nutrientes e no armazenamento de água no solo (TOMER et al., 2009). Pode ser considerada uma “zona tampão” de maneira que, antes de atingirem os ecossistemas aquáticos, os sedimentos e poluentes são retidos ou sua quantidade inicial é diminuída (VOGEL; ZAWADZKI; METRI, 2009; UDAWATTA; GERRETT; KALLENBACH, 2010).

Entretanto a eficiência da zona tampão, atuando como uma faixa de proteção aos corpos d’água na retenção de poluentes e sedimentos varia muito quanto ao tipo de solo, a vegetação presente, a declividade do terreno, a velocidade de escoamento da água (CORRELL, 1996), o tipo de poluente a ser retido e sua quantidade, e a ordem do curso d’água (LOWRANCE, 1996). A largura efetiva da faixa ciliar necessária para neutralizar o efeito das atividades antrópicas varia de acordo com condições heterogêneas da paisagem (GORSEVSKI et al., 2008).

Inúmeros arranjos e variações da faixa ripária usando árvores, arbustos e gramíneas podem propiciar um melhor desempenho das funções requeridas em cada situação, a flexibilização da composição deve se tornar uma prática cada vez mais usada (SCHULTZ et al., 2004). A comunidade de fungos micorrízicos arbusculares presentes no piso florestal absorve nutrientes, como o nitrogênio e fosfatos, mantendo-os longe dos corpos d’água (FAO, 2008). Faixas de vegetação ciliar, florestais e gramíneas, foram capazes de reduzir mais 90% da concentração de nitrato no lençol freático, antes de atingirem o leito do rio, onde as florestas se mostraram mais efetivas (OSBORNE; KOVACIC, 1993). Entretanto, as gramíneas

foram mais eficientes na retenção de fósforo total e fósforo dissolvido (OSBORNE; KOVACIC, 1993), neste caso, uma vegetação ciliar composta por uma faixa arbórea e outra gramínea seria a melhor opção para absorção do nitrato e o fósforo proveniente da lavoura.

Recomendações da largura da faixa ciliar variam de 15 a 29 metros para diferentes tipos de rio, no Canadá e nos Estados Unidos, onde todas se apresentam adequadas na proteção do habitat e da fauna aquática. Dentre as especificações para se determinar a largura, as mais comuns são: o tipo e tamanho do corpo d'água, a declividade e a presença de peixe (LEE; SMYTH; BOUTIN, 2004), pois a ideia de que uma largura de vegetação cabe a todas as bacias hidrográficas não é verdadeira (QUINN et al., 2001).

Estudos mostraram que, em geral, a largura da vegetação ripária tem relação direta com as funções que essa realiza, onde quanto mais larga e extensa, maior será o seu potencial para a realização dessas funções (Figura 1.1).

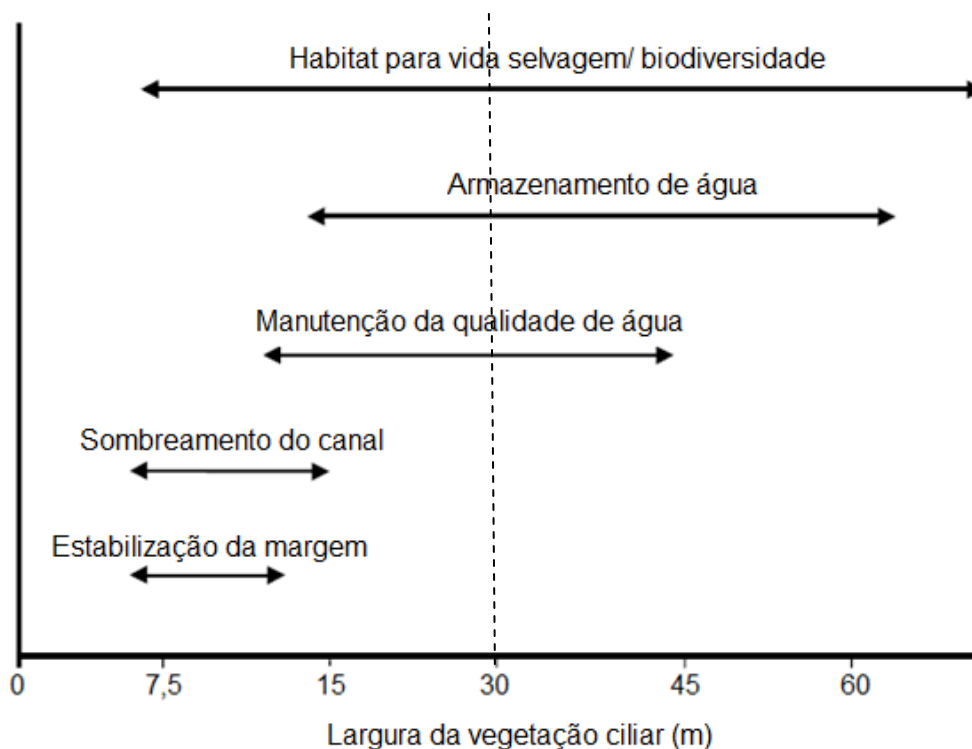


Figura 1.1 - Funções da vegetação ripária de acordo com a sua largura  
Fonte: United States Department of Agriculture - USDA, 2003.

A legislação brasileira prevê a presença de áreas de preservação permanentes (APP), definidas como:

Área de Preservação Permanente - APP: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. (BRASIL, 2012).

A APP deve estar presente nas faixas marginais de qualquer corpo d'água, com uma largura mínima de 30 metros, a largura tende a aumentar com o aumento da largura do rio. Desse modo, pode-se dizer que a APP proposta quando existente e composta por vegetação cumprirá com grande parte de suas funções.

A rápida expansão da investigação sobre os rios, no contexto de suas bacias e da paisagem, indica claramente que os ecossistemas ribeirinhos são afetados pela ação humana. Os impactos são inúmeros, tanto direto como indiretamente, e complexos devido aos vários caminhos pelo qual o uso do solo pode influenciar os rios (ALLAN, 2004). A agricultura atua como fonte difusa de poluição e há um consenso emergente que, apesar dos esforços para reduzir esse impacto, através de práticas mais conservacionistas de manejo agrícola, ela não será alcançada se aplicada sozinha (SCHULTZ et al., 2004). A utilização das faixas ciliares de vegetação tem se estabelecido como uma prática eficaz na redução dos impactos provenientes da área agrícola (QUINN et al., 2001) sendo importante a sua implementação.

Entretanto creditar todas essas funções a simples presença da vegetação ciliar pode ser um erro. Pires et al. (2009), relataram que a largura de 30 m de vegetação ciliar não foi suficiente na retenção de sedimentos provenientes das queimadas, e da decomposição das folhas e de resíduos que permanecem após a colheita em plantações de cana-de-açúcar. Tabacchi et al. (2000) ressaltaram a importância de se considerar a complexidade espacial (fragmentos, estratificação vertical, rizosfera) e a variabilidade temporal (fenologia, sucessão) da comunidade de plantas. A incorporação de dados do histórico de uso do solo, em conjunto a dados atuais, na classificação das condições ambientais de bacias hidrográficas, permite melhor distinção das mesmas e melhora a compreensão dos fatores envolvidos, facilitando o diagnóstico e a elaboração de um plano de ação para conservação (FERRAZ, 2004).



Muitos estudos são tradicionalmente realizados para averiguar a qualidade da água a partir de indicadores biológicos, físico-químicos ou hidrológicos, com o surgimento de ferramentas, como os sistemas de informações geográficas (SIG), integrou-se a esses estudos uma visão de paisagem e a compreensão do ambiente fora do corpo d'água (GERGEL et al., 2002; ALLAN, 2004). Os padrões da paisagem influenciam as propriedades bióticas e abióticas das águas superficiais e estudos da paisagem que avaliam a situação atual e o histórico se tornaram uma ferramenta importante para prever e avaliar o estado dos sistemas ribeirinhos (GERGEL et al., 2002).

## Referências

ACHARD, F.; EVA, H.D.; STIBIG, H.J.; MAYAUX, P.; GALLEGU, J.; RICHARDS, T.; MALINGREAU, J.P. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, Washington, v. 297, p. 999-1002, Aug. 2002.

ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystem. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 257-284, June 2004.

ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 125-134, dez. 1999.

ARMAS, E.D.; MONTEIRO, R.T.R.; GREEN, C. Efeitos da expansão do cultivo de cana-de-açúcar no aporte de atrazina para os corpos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, São Paulo. In: SIMPÓSIO EXPERIÊNCIAS EM GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS POR BACIA HIDROGRÁFICA. 2007. São Pedro. **Anais...** São Pedro: Consórcio PCJ, p. 1-20, dez. 2007.

ARSCOTT, D.B.; DOW, C.L.; SWEENEY, B.W. Landscape template of New York City's drinking-water-supply watersheds. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 25, n. 4, p. 867-886, 2006.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N.K.; VANZETTO, S.C.; PEDROSO, K.; VALERIO, A.F. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**, Guarapuava, v. 4, n. 1, p. 131-149, jan./abr. 2008.

BARBIER, E.B.; BURGESS, J.C.; GRAINGER, A. The forest transition: towards a more comprehensive theoretical framework. **Land Use Policy**, Guildford, v. 27, p. 98-107, 2010.

BIAO, Z.; WENHUA, L.; GAODI, X.; YU, X. Water conservation of forest ecosystem in Beijing and its value. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, p. 1416-1426, 2010.

- BORGES, M.J.; PISSARRA, T.C.T.; VALERI, S.V.; OKUMURA, E.M. Reflorestamento compensatório com vistas à retenção de água no solo da bacia hidrográfica do Córrego Palmital, Jaboticabal, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 69, p. 93-103, dez. 2005.
- BOURQUE, C.P.A.; POMEROY, J.H. Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple-year comparison. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 5, n. 4, p. 599-613, 2001.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br>>. Acesso em: 1 ago. 2012.
- BRITO, L.T.L.; LEITE, W.M.; MELO, R.F. Impacto Ambiental da Água de Drenagem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 38., 2009, Juazeiro/Petrolina, ago. 2009. **Anais...** Juazeiro/Petrolina, 2009. 4 p.
- BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 104, p. 185-228, 2004.
- BUCK, O.; NIYOGI, D.K.; TOWNSEND, C.R. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. **Environmental Pollution**, Barking, v. 130, p. 287-299, 2004.
- CALDER, I.R. Forest and Hydrological Services: reconciling public and Science perceptions. **Land Use and Water Resources Research**, Newcastle, v. 2, p. 2.1-2.12, 2002.
- CARONE, M.T.; SIMONIELLO, T.; MANFREDA, S.; CARICATO, G. Watershed influence on fluvial ecosystems: an integrated methodology for river water quality management. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 152, p. 327-342, 2009.
- CORBI, J.J.; STRIXIMO, S.T.; SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 61-65, 2006.
- CORREL, D.L. Buffer zones and water quality protection: general principles. In: HAYCOCK, N; BURT, T.; GOULDING, K.; PINAY, G. (Ed.). **Buffers Zones: their processes and potencial in water protection**. St. Albans: Haycock Associates, 1996. chap. 2, p. 7-20.
- CROCKFORD, R.H.; RICHARDSON, D.P. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 14, p. 2903-2920, 2000.

DILLAHA III, T.A.; INAMDAR, S.P. Buffer zones as sediment traps or sources. In: HAYCOCK, N; BURT, T.; GOULDING, K.; PINAY, G. (Ed.). **Buffers Zones: their processes and potencial in water protection**. St. Albans: Haycock Associates, 1996. chap. 4, p. 33-42.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Land use impacts on water resources: a literature review**, by KIERSCH, B. Rome, 2000. 10p.

\_\_\_\_\_. **Forests and Water: a thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005**, by HAMILTON, L.S. Rome, 2008. 92p.

FERRAZ, S.F.B. **Dinâmica da paisagem na região central de Rondônia e seus efeitos na composição química da água**. 2004. 151p. Tese (Doutorado em Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

FETHERSTON, K.L.; NAINAM, R.J.; BILBY, R.E. Large woody debris, physical process, and riparian forest development in montane river networks of the Pacific Northwest. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 13, p. 133-144, 1995.

GARDINER, J.L.; PERALA-GARDINER, C. Integrating vegetative buffer zones within catchment management plans. . In: HAYCOCK, N; BURT, T.; GOULDING, K.; PINAY, G. (Ed.). **Buffers Zones: their processes and potencial in water protection**. St. Albans: Haycock Associates Limited, 1996. chap. 28, p. 283-294.

GERGEL, S.E.; TURNER, M.G.; MILLER, J.R.; MELACK, J.M.; STANLEY, E.H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquatic Sciences**, Basel, v. 64, p. 118-128, June 2002.

GIBBS, H.K.; RUESH, A.S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M.K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J.A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, Sept. 2010.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-551, Sept. 1991.

GOMI, T.; SIDLE, R.C.; RICHARDSON, J.S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. **BioScience**, Washington, v. 52, n. 10, p. 905-916, 2002.

GORSEVSKI, P.V.; BOLL, J.; GOMEZDEL CAMPO, E.; BROOKS, E.S. Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 664–673, May 2008.

- HALL Jr., R.O.; WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L. Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resources base. **Ecology**, Tempe, v. 81, n. 12, p. 3445-3463, Dec. 2000.
- HANSEN, M.C.; STEHMAN, S.V.; POTAPOV, P.V. Quantification of global gross forest cover loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 107, n. 19, p. 8650-8655, May 2010.
- HAUER, F.R.; POOLE, G.C.; GANGEMI, J.T.; BAXTER, C.V. Large woody debris in bull trout (*Salvelinus confluentus*) spawning streams of logged and wilderness watershed in northwest Montana. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 56, p. 915-924, 1999.
- HEARTSILL-SCALLEY, T.; AIDE, T.M. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. **Ecological Applications**, Tempe, v. 13, n. 1, p. 225-234, Feb. 2003.
- HOWSON, T.J.; ROBSON, B.J.; MATTHEWS, T.G.; MITCHELL, B.D. Size and quantity of woody debris affects fish assemblages in a sediment-disturbed lowland river. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 40, p. 144-152, 2012.
- JOHNSON, S.L.; JONES, J.A. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 57, p. 30-39, 2000.
- KUMAR, S.; ANDERSON, S.H.; UDAWATTA, R.P.; GANTZER, C.J. CT-measured macropores as affected by agroforestry and grass buffers for grazed pasture systems. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 79, p. 59-65, 2010.
- LAMBIN, E.F.; MEYFROIDT, P. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. **Land Use Policy**, Guildford, v. 27, p. 108-118, 2010.
- LEE, P.; SMYTH, C.; BOUTIN, S. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. **Journal of Environmental Management**, London, v. 70, p. 165-180, 2004.
- LELE, S. Watershed services of tropical forest: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Amsterdam, v. 1, p. 148-155, Nov. 2009
- LLOYD, C.R.; GASH, J.H.C.; SHUTTLEWORTH, W.J.; MARQUES FILHO, A.O. The measurement and modeling of rainfall interception by Amazonian rain forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 43, p. 277-294, 1988.
- LOWRANCE, R. The potential role of riparian forests as buffer zones. In: HAYCOCK, N; BURT, T.; GOULDING, K.; PINAY, G. (Ed.). **Buffers Zones: their processes and potential in water protection**. St. Albans: Haycock Associates, 1996. chap. 13, p. 128-133.

LOWRANCE, R.; TODD, R.; FAIL Jr., J.; HENDRICKSON Jr., O.; LEONARD, R.; ASMUSSEN, L. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds, **BioScience**, Washington, v. 34, n. 6, p. 347-377, June 1984.

MATHER, A.S.; FAIRBAIRN, J.; NEEDLE, C.L. The course and drivers of the forest transition: the case of France. **Journal of Rural Studies**, New York, v. 15, n.1, p. 65-90, 1999.

MATHER, A.S.; NEEDLE, C.L. The forest transition: a theoretical basis. **Area**, London, v. 24, p. 117-124, 1998.

McDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Atmospheric deposition contributes little nutrient and sediment to stream flow from agricultural watershed. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 134, p. 19-23, July 2009.

MEYER, J.L.; WALLACE, J.B. Lost linkages and lotic ecology: rediscovering small streams. In: PRESS, M.C.; HUNTLY, N.J.; LEVIN, S. (Ed.). **Ecology: achievement and challenge**. Blackwell Science, 2000, p. 295-317.

MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E.F. Global forest transition: prospects for an end to deforestation. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 36, p. 343-371, Aug. 2011.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington: Island Press. 2003. Summary, p. 1-25.

NETO, M.S.S.; ALVES, R.; FIGUEIREDO, A.C.; HINO, K. Caracterização da bacia do rio Manso-Cuiabá, Mato Grosso. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 6, p. 230-244, 1993.

OSBORNE, L.L.; KOVACIC, D.A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 29, p. 243-258, 1993.

OUYANG, W.; SKIDMORE, A.K.; HAO, F.; WANG, T. Soil erosion dynamics response to landscape pattern. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 408, p. 1358-1366, 2010.

PAULA, F.R.; FERRAZ, S.F.B.; GERHARD, P.; VETTORAZZI, C.A.; FERREIRA, A. Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of southeast Brazil. **Environmental Management**, New York, v. 48, n.4, p. 750-763, Oct. 2011.

PERZ, S.G. Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics: forest transition theory and other directions. **Professional Geographer**, Washington, v.59, n.1, p. 105-114, Feb. 2007.

PIRES, L.F.; BACCHI, O.O.S.; CORRECHEL, V.; REICHARDT, K.; FILIPPE, J. Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the  $^{137}\text{Cs}$  fallout and carbon isotopic ratio techniques. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 81, n. 2, p. 271-279, 2009.

QUINN, J.M.; BROWN, P.M.; BOYCE, W.; MACKAY, S.; TAYLOR, A.; FENTON, T. Riparian zone classification for management of stream water quality and ecosystem health. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 37, n. 6, p. 1509-1515, Dec. 2001.

RESENDE, A.V. **Agricultura e qualidade da água: Contaminação da Água por Nitrato**. Planaltina/DF: Embrapa, 2002. 28p.

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

RUDEL, T.K.; SCHNEIDER, L.; URIARTE, M. Forest transitions: an introduction. **Land Use Policy**, Guildford, v. 27, p. 95-97, 2010.

SILVA, D.M.L.; OMETTO, J.P.H.B.; LOBO, G.A.; LIMA, W.P.; SCARANELLO, M.A.; MAZZI, E.; ROCHA, H.R. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 317-324, July/Aug. 2007.

SCHULTZ, R.C.; ISENHART, T.M.; SIMPKINS, W.W.; COLLETTI, J.P. Riparian forest buffers in agroecosystems – lessons learned from the Bear Creek Watershed, central Iowa, USA. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 61, p. 35-50, 2004.

SOUZA, A.D.G.; TUNDISI, J.G. Hidrogeochemical comparative study of the Jaú and Jacaré-guaçu river watersheds, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 4, p. 563-570, nov. 2000.

STUDINSKI, J.M.; HARTMAN, K.J.; NILES, J.M.; KEYSER, P. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 686, p. 107-117, 2012.

SULLIVAN, A.; TERNAN, J.L.; WILLIAMS, A.G. Land use change and hydrological response in the Camel catchment, Cornwall. **Applied Geography**, Oxford, v. 24, p. 119-137, 2004.

TABACCHI, E.; LAMBS, L.; GUILLOY, H.; PLANTY-TABACCHI, A.; MULLER, E.; DÉCAMPS, H. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 14, p. 2959-2976, 2000.

THANAPAKPAWIN, P.; RICHEY, J.; THOMAS, D.; RODDA, S.; CAMPBELL, B.; LOGSDON, M. Effects of landuse change on the hydrologic regime of the Mae Chaem river basin, NW Thailand. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 334, p. 215-230, 2006.

THEODOROPOULOS, C.; ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, J. Response of biota to land use changes and water quality degradation in two medium-sized river basins in southwestern Greece. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 1231-1238, Apr. 2010.

TOMER, M.D.; DOSSKEY, M.G.; BURKART, M.R.; JAMES, D.E.; HELMERS, M.J.; EISENHAUER, D.E. Methods to prioritize placement of riparian buffers for improved water quality. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 75, p. 17-25, 2009.

TURNER, M.G.; RUSCHER, C.L. Changes in landscape patterns in Georgia, USA. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 1, n. 4, p. 241-251, 1988.

UDAWATTA, R.P.; GARRETT, H.E.; KALLENBACH, R.L. Agroforestry and grass buffer effects on water quality in grazed pastures. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 79, p. 81-87, Feb. 2010.

United States Department of Agriculture – USDA. **Where the Land and the Water meet**: a guide for protection and restoration of riparian areas. Tolland: Natural Resources Conservation Services, Sept. 2003. 118p.

VOGEL, H.F.; ZAWADZKI, C.H.; METRI, R. Florestas ripárias: importância e principais ameaças. **Revista Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 4, n. 1, p. 24-30, jan./jun. 2009.

WALKER, A. Forests and water in northern Thailand. **Chiang Mai University Journal**, Chiang Mai, v. 1, n.3, p. 215-244, 2002.

WASSON, J.G.; VILLENEUVE, B.; IITAL, A.; MURRAY-BLIGH, J.; DOBIASOVA, M.; BACIKOVA, S.; TIMM, H.; PELLA, H.; CHANDESIRIS, A. Large-scale relationships between basin and riparian land cover and the ecological status of European rivers. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 55, p. 1465-1482, 2010.

ZHANG, W.; RICKETTS, T.H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S.M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 64, p. 253-260, Mar. 2007.

## 2 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DE PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS INSERIDOS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS

### Resumo

Processos de ocupação do solo alteraram inúmeras paisagens florestais ao redor do planeta. A teoria da transição florestal determina que muitas áreas ocupadas inicialmente por floresta sofrem processos intensos de desmatamento até alcançarem um limiar onde inicia-se uma fase de regeneração. Entretanto a prestação de serviços ecossistêmicos pelos fragmentos resultantes pode ser comprometida devido a esses processos de desmatamento e regeneração sofridos ao longo do tempo. Nessas paisagens o uso do solo atual não é capaz de explicar os processos ecológicos observados, uma vez que alguns refletem o seu histórico. Dentre os serviços alterados está a regulação e provisão de água, onde mudanças do uso do solo na bacia hidrográfica são refletidas na qualidade da água drenada. O objetivo desse estudo é avaliar a fase da transição florestal e o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos relacionados à proteção dos recursos hídricos de remanescentes florestais presentes em matrizes agrícolas. Para isso utilizou-se uma série de fotografias aéreas obtidas dos últimos 50 anos em paisagens dominadas por cana-de-açúcar e por pastagem, localizadas na região sudeste do Brasil, onde foi realizado o mapeamento do uso do solo em cinco datas (1962, 1978, 1995, 2000 e 2008). Foram avaliadas as características do ambiente (declividade, distância do rio, tipo de solo) e da paisagem (composição do uso do solo, idade dos fragmentos florestais) através do software ArcGIS 9.3 e sua extensão LUCAT (Land-Use Change Analysis Tools) para unidades amostrais (quadrantes 100x100m). Os resultados encontrados indicam que a vegetação florestal está em regeneração, porém é cedo para determinar se essa regeneração faz parte da segunda fase da transição florestal. As matrizes não apresentaram diferenças quanto à ocupação por florestas, porém apresentaram quanto à dinâmica dos fragmentos. E verificou-se que apenas 1/3 das florestas presentes apresentam-se adequadas para cumprir com o papel de proteção dos recursos hídricos atualmente.

Palavras-chave: Floresta; Transição florestal; Serviços ecossistêmicos

### Abstract

Processes of land occupation changed numerous forest landscapes around the world. The forest transition theory states that many areas occupied initially by forest suffer an intense deforestation processes until reach a threshold where it begins a regeneration phase. However the provision of ecosystem services by the resulting fragments can be compromised due to deforestation and regeneration processes sustained over time. In these landscapes the current land use is not able to explain the observed ecological processes, since some reflect its history. Among the services modified are the regulation of water and water supply, where changes in land use of the watershed are reflected in the quality of the drained water. The aim of this study is to evaluate the transition phase of forestry and the potential to provide



ecosystem services related to the protection of water resources by forest remnants present in agricultural matrices. For this a series of aerial photographs of the last 50 years in landscapes dominated by sugar cane and pasture, located in the southeastern region of Brazil, were used to mapping the land use on five dates (1962, 1978, 1995, 2000 and 2008). Were evaluated the characteristics of the environment (slope, distance from the river, soil) and landscape (land use composition, age of forest fragments) using ArcGIS 9.3 software and its extension LUCAT (Land-Use Change Analysis Tools) to the sampling units (100x100m quadrants). The results indicate that the forest vegetation is regenerating, but it is too early to determine whether this regeneration is part of the second phase of the transition forest. The matrices showed no differences in occupation by forests, but showed differences in the dynamics of the fragments. Only 1/3 of these forests have been considered appropriate to fulfill their role on the protection of water resources currently.

Keywords: Forest; Forest transition; Ecosystem services

## 2.1 Introdução

Ecosistemas florestais potencializam a disponibilidade de serviços ecossistêmicos, aumentando o bem-estar humano, quando presentes em ambientes antropizados. Entretanto a prestação dos serviços pode ser afetada pelo histórico desses remanescentes, sendo interessante conhecer a fase da transição florestal que o ambiente se encontra.

Segundo os dados da Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), o Brasil se encontra na primeira fase da transição florestal, ou seja, com predomínio de áreas em desmatamento (RUDEL et al., 2005). Porém as mudanças na cobertura florestal podem variar entre uma parte e outra do país (PERZ, 2007), ou até mesmo privilegiarem uma região em detrimento de outra (WALKER, 2012). Atualmente, enquanto são estudados os processos de desmatamento em algumas regiões da Floresta Amazônica (SKOLE; TUCKER, 1993; FERRAZ et al., 2005), é observado um aumento na cobertura florestal em regiões da Mata Atlântica (KRONKA, 2005; BAPTISTA, 2008). A Mata Atlântica é um dos principais “hotspots” de biodiversidade mundiais, dada a sua riqueza de espécies, ao alto grau de endemismo das mesmas e a pressão antrópica sobre seus remanescentes (MYERS et al., 2000; SCARANO, 2002), merecendo atenção e ações de conservação.

As estimativas da cobertura atual da Mata Atlântica correspondem a 11% do seu território original, e apresentam uma situação crítica, onde 80% dos fragmentos

possuem área menor de 50 ha, estão a menos de 100m de suas bordas e com distância média entre fragmentos superior a 1.440m, as áreas protegidas correspondem a apenas 9% da floresta remanescente e a 1% da floresta original (RIBEIRO et al., 2009). Fragmentos menores que 25 ha sofrem com mudanças importantes em sua estrutura, biomassa e biodiversidade, onde a maior parte das espécies tolerantes à sombra (espécies de final de sucessão) está sujeita a extinção (PÜTZ et al., 2011). Esses fragmentos tendem a uma homogeneização taxonômica, devido ao favorecimento de espécies mais adaptáveis as perturbações e de espécies generalistas (LÔBO et al., 2011). A perda e a degradação das florestas naturais são acompanhadas da redução na prestação de muitos serviços ecossistêmicos (SHVIDENKO; BARBER; PERSSON, 2005), que vão muito além da perda de biodiversidade, como a alteração das taxas de erosão do solo e de carreamento de sedimento, a composição da água e os fluxos de vazão de corpos d'água presentes, e a recarga do lençol freático (LELE, 2009).

Quanto menor o fragmento maior será a influência de fatores externos, onde, fragmentos maiores são menos afetados pelo processo de fragmentação (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991) mantendo grande parte dos serviços. A proximidade de fragmentos na paisagem e a conectividade entre eles são fatores importantes para a sua perpetuação (TABARELLI et al., 2010), de forma que, fragmentos isolados tem sua capacidade de conservação e permanência reduzida (DeFRIES et al., 2005). O estado de conservação vai depender do nível de distúrbio sofrido, no caso das florestas secundárias não é possível estabelecer um padrão, pois a recuperação das propriedades biofísicas e da vegetação depende fortemente das interações entre os fatores site-específicos e a trajetória de mudança no uso do solo (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

A presença de remanescentes na faixa ripária pode atuar na provisão e regulação dos recursos hídricos (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA, 2010) sendo importante a sua presença e recuperação. As mata ciliares atuam na minimização do impacto agrícola nos corpos d'água através da retenção de nutrientes e poluentes (SOUZA; TUNDIZI, 2000; VOGEL; ZAWADZKI; METRI, 2009; UDAWATTA; GARRETT; KALLENBACH, 2010), proteção do solo à erosão (BRUIJNZEEL, 2004; ZHANG et al., 2007), favorecimento da infiltração da água da chuva (SCHULTZ et al., 2004; BORGES et al., 2005; BALBINOT et al., 2008),

manutenção do habitat para fauna aquática (CORRELL, 1996; MEYER; WALLACE, 2000; STUDINSKI et al., 2012), entre outros.

Considerando a importância das florestas naturais no oferecimento de serviços ecossistêmicos ligados à conservação da água e a presença de pequenos remanescentes existentes em matrizes agrícolas no Estado de São Paulo, algumas questões precisam ser melhor entendidas para o planejamento da conservação da água na região: Qual o papel que os remanescentes florestais estão desempenhando na conservação dos recursos hídricos? As condições destas florestas diferem em relação ao tipo de matriz em que estão inseridas?

Com objetivo de contribuir para estas questões, este capítulo trata do estudo das mudanças no uso do solo de matrizes de cana-de-açúcar e de pastagem, suas consequências para o estado atual de remanescentes florestais e o potencial dos mesmos no desempenho de serviços ecossistêmicos ligados a conservação da água nestas paisagens. Desse modo, os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Avaliar a mudança do uso do solo na bacia do rio Corumbataí nos últimos 50 anos, identificando a fase da transição florestal que a paisagem se encontra.
- Comparar a dinâmica do uso do solo em matrizes de pasto e cana-de-açúcar.
- Avaliar o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos ligados à proteção dos recursos hídricos pelos remanescentes florestais presentes na paisagem.

## **2.2 Material e método**

### **2.2.1 Área de estudo**

O estudo foi conduzido na bacia do rio Corumbataí, com aproximadamente 1700 km<sup>2</sup>, localizada na porção centro-leste do Estado de São Paulo, coordenadas 22°04'46" S e 47°56'15" W (Figura 2.1). Segundo Köppen, o clima da bacia do rio Corumbataí foi classificado como Cwa, caracterizado como mesotérmico úmido, com inverno seco e verão quente. A temperatura média anual da região é de 20,5 °C, com temperaturas médias mínimas de 15,6°C e temperaturas máximas de 29,5°C. A precipitação média anual é de 1367 mm.

O rio Corumbataí é o principal afluente do rio Piracicaba, percorrendo aproximadamente 130 km, da sua nascente em Analândia até a sua foz. O rio abastece aproximadamente 650 mil habitantes, nos oito Municípios presentes na bacia hidrográfica: Analândia, Charqueada, Corumbataí, Ipeúna, Itirapina, Rio Claro, Santa Gertrudes e Piracicaba.

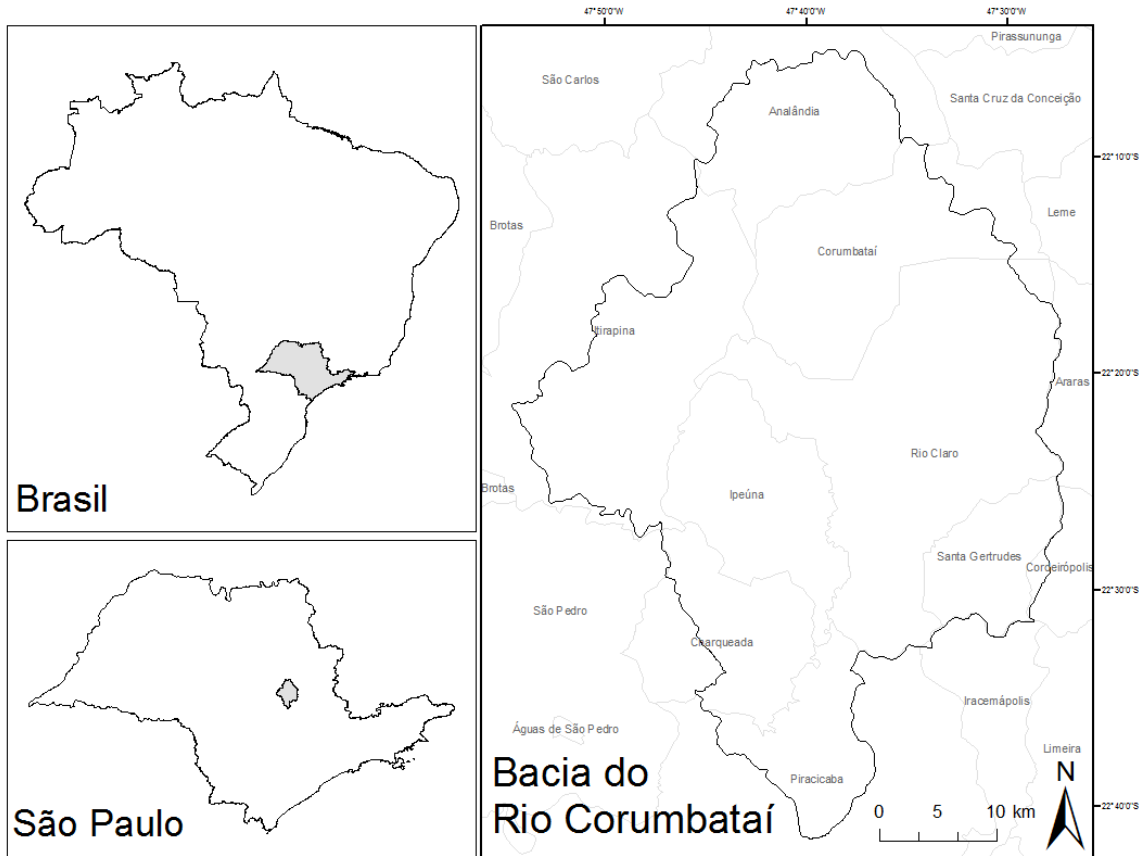


Figura 2.1 - Localização da bacia do rio Corumbataí - SP

A bacia está presente na Depressão Periférica Paulista, na zona denominada Médio Tietê, que possui características morfológicas com um comportamento interplanáltico, suavemente ondulado, onde as altitudes variam de 550 a 650 m. Apresenta também escarpas areníticas-basálticas, niveladas entre 800 e 1000 m, compondo um anfiteatro característico do setor-ocidental da Depressão Periférica, onde localizam-se as nascentes do rio Corumbataí e seus afluentes (CEAPLA, 2012).

O povoamento e ocupação da bacia do rio Corumbataí teve início no final do século XVIII, com a expansão das fazendas de criação de gado e da lavoura de cana-de-açúcar (INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS - IPEF, 2001). Nas primeiras décadas do século XIX, a região de Piracicaba já contava com

18 engenhos ativos e 12 em construção, enquanto a região de Rio Claro possuía apenas 8, e vinha gradativamente substituindo esse cultivo para o café (IPEF, 2001). No início do século XX, o café começa a perder sua importância, atendendo, atualmente, a demandas locais, junto a outros cultivos que foram surgindo (arroz, feijão, milho) (IPEF, 2001). Em 1973, com os incentivos do Programa Proálcool, houve uma expansão da cana-de-açúcar na região (FIORIO; DEMATTÊ; SPAVOREK, 2000). Atualmente a região tem sua agropecuária baseada na cultura canavieira, citricultura, criação gado leiteiro e granjas avícolas (IPEF, 2001).

A bacia do rio Corumbataí apresenta 44% do total de sua área ocupada por pastagens e 26% por cana-de-açúcar (VALENTE; VETTORAZZI, 2003) (Figura 2.2). Porém, a cultura canavieira que está presente em todos os municípios, ocupa a maior área plantada dentre todas as atividades agrícolas e é hoje uma das maiores fontes de renda da região (SANTOS; GARCIA, 2006).

Após esse processo de ocupação a cobertura florestal nativa encontra-se altamente fragmentada na bacia, onde os remanescentes de Mata Atlântica representam apenas 12,38% do total, 21.144 ha (SANTOS; GARCIA, 2006). Os maiores fragmentos concentram-se nas sub-bacias do Alto Corumbataí e do rio Passa-Cinco. Essas duas sub-bacias têm um padrão de estrutura florestal com predominância de fragmentos aptos à preservação (área nuclear maior que 30 ha), enquanto as sub-bacias do Baixo Corumbataí, do Ribeirão Claro e do Médio Corumbataí, apresentam uma fragmentação mais intensa, com fragmentos pequenos e dispersos (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

### **2.2.2 Delineamento amostral**

No delineamento amostral foram selecionadas unidades de estudo de 16 km<sup>2</sup> na bacia do rio Corumbataí, correspondente a quadrantes de 4 x 4 km, com cobertura superior a 70% de matriz e 10% de vegetação nativa, através do método da amostragem adaptativa (THOMPSON; SEBER, 1996). A seleção foi baseada no mapa de uso e ocupação do solo disponível para a bacia do rio Corumbataí do ano de 2000 (VALENTE; VETTORAZZI, 2003), realizado por meio de sensoriamento remoto (Figura 2.2). Dois usos predominantes da bacia foram selecionados como matrizes: a cana-de-açúcar e a pastagem. Com o auxílio do programa Fragstats, versão 3.3 (McGARIGAL et al., 2002), foram encontradas diversas possibilidades

para unidades de estudo. Para a seleção de três unidades de cana-de-açúcar e três unidades de pasto foram utilizados alguns critérios como: maior distância da borda da bacia, maior distância de centros urbanos e maciços de outras culturas, abrangência de fragmentos com as condições necessárias a amostragem, e altitude inferior a 730 m, através do software ArcGIS 9.0 (ESRI, 2008) <sup>1</sup>. As unidades de estudo foram numeradas de um a três por matriz, no sentido norte-sul. A partir das seis unidades de estudo, foi estabelecido um grid composto por quadrantes de 100 x 100 m, distantes em média 50 m das bordas da unidade, obtendo-se 1.521 quadrantes por unidade, totalizando 9.126 unidades amostrais (Figura 2.3).

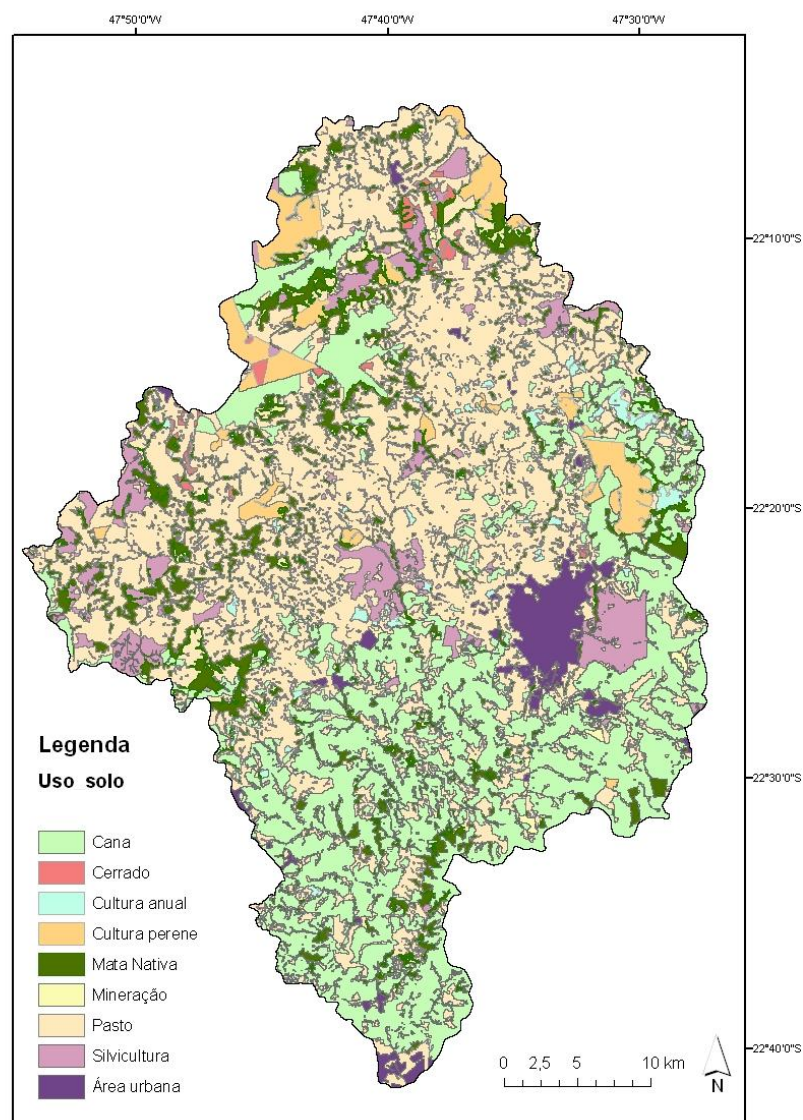


Figura 2.2 - Mapa de uso e cobertura do solo, para o ano de 2000, da bacia do rio Corumbataí (VALENTE; VETORAZZI, 2003)

<sup>1</sup> Esta metodologia foi desenvolvida pelo Projeto Regular de Auxílio à Pesquisa “Avaliação multi-escala de impactos ambientais em paisagem fragmentada agrícola” (Processo FAPESP nº 2011/06782-5), do qual este estudo faz parte.

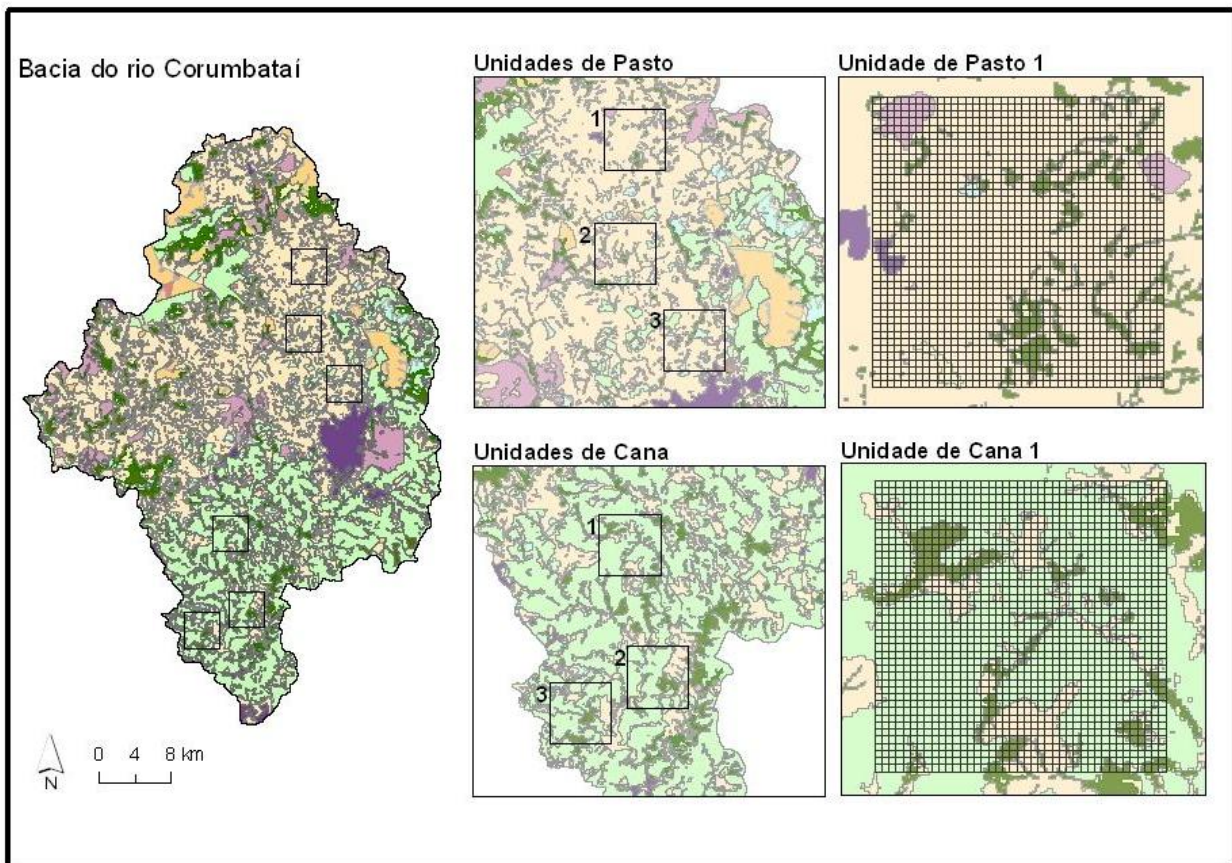


Figura 2.3 - Localização das 6 unidades de estudo na bacia do rio Corumbataí (3 unidades de matriz pastagem e 3 unidades de matriz de cana-de-açúcar), e delimitação das unidades amostrais (grid dos quadrantes) nas unidades de pasto 1 e cana 1

## 2.2.3 Caracterização da paisagem

### 2.2.3.1 Base cartográfica

As variáveis físicas de altitude e declividade são derivadas do modelo digital do terreno (MDT). O MDT foi produzido para as unidades de estudo através da interpolação de valores de altitude determinados a partir da digitalização da hidrografia e da topografia (curvas de nível e pontos de elevação) presente nas cartas planialtimétricas do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo, realizadas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), da Secretaria de Economia e Planejamento do Governo do Estado de São Paulo em 1979, na escala 1:10.000. Primeiramente, essas cartas foram scaneadas e georreferenciadas. Em seguida, foram digitalizadas através do software ArcGIS 9.3. A lista das 18 cartas utilizadas para a produção dos MDTs se encontra no Apêndice A.

O mapa de solos da bacia do rio Corumbataí foi obtido através da digitalização de quatro quadrículas do levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo, realizado pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) na escala 1:100.000. As quadrículas utilizadas foram: quadrícula de Araras (OLIVEIRA et al., 1981), quadrícula de Araras II (OLIVEIRA; BERG, 1985), quadrícula de Piracicaba (OLIVEIRA; PRADO, 1989), quadrícula de São Carlos (OLIVEIRA; MENK, ROTTA, 1979).

Para a análise da dinâmica do uso do solo foram produzidos mapas de uso e ocupação do solo em diferentes épocas a partir das imagens disponíveis das 6 unidades de estudo. Foram utilizadas fotografias aéreas referentes aos anos de 1962, 1978, 1995 e 2000, e imagens de satélite de alta resolução do ano de 2008. O georreferenciamento das imagens foi realizado pelo método de reamostragem do vizinho mais próximo, admitindo-se um erro aceitável de 15 m, utilizando como referência um mosaico de fotografias aéreas ortorretificadas do ano de 2000 e a base cartográfica do IGC, na escala 1:10.000.

As imagens foram mapeadas através de interpretação visual em 12 classes de uso do solo: cana-de-açúcar, pastagem, vegetação natural: florestal (foram consideradas áreas com florestas naturais, primárias e secundárias, e áreas abandonadas de silvicultura, com presença de sub-bosque regenerante), vegetação natural: arbustiva-herbácea (áreas em regeneração, muitas vezes áreas abandonadas referentes à APP no entorno dos corpos d'água), silvicultura (plantações de eucalipto), citricultura, corpos d' água (represas e rios), solo exposto, área urbana, instalações rurais (área construída em propriedades rurais), mineração e outros (demais culturas e usos não identificados)<sup>2</sup>. Os mapas de uso do solo dos anos de 1962, 1978, 1995, 2000 e 2008 são apresentados nos Apêndices B (unidades de pasto) e C (unidades de cana-de-açúcar).

### **2.2.3.2 Variáveis físicas**

O modelo digital do terreno (MDT) foi produzido através da interpolação dos valores de altitude presentes nas curvas de nível digitalizadas provenientes das cartas do IGC resultando em um mapa, no formato raster, composto por pixels de

---

<sup>2</sup> O mapeamento também foi realizado para o Projeto Regular de Auxílio à Pesquisa "Avaliação multi-escala de impactos ambientais em paisagem fragmentada agrícola".



25m<sup>2</sup>, onde cada pixel recebe um valor de altitude. A altitude média do quadrante foi obtida através da média dos pixels do MDT presentes no quadrante.

A partir do MDT é possível obter o mapa de declividade. A declividade é obtida, para cada pixel, através do cálculo da maior taxa de variação entre a altitude do pixel e as altitudes dos pixels vizinhos. O cálculo de declividade foi realizado em porcentagem. Para a análise foi extraído a média da declividade dos pixels presentes no quadrante.

O mapa de distância do rio foi gerado com base no mapa de hidrografia obtido das cartas do IGC. A distância é obtida através do cálculo da distância euclidiana da rede hidrográfica mais próxima a cada pixel. A distância média do quadrante ao rio foi obtida através da média dos pixels do mapa de distância.

Os mapas de altitude, declividade e distância do rio se encontram no Apêndice D para as unidades de pasto e no Apêndice E para as unidades de cana-de-açúcar.

### **2.2.3.3 Solos**

Os principais solos encontrados nas unidades de estudo são (VIEIRA, 1983; OLIVEIRA; JACOMINE; CAMARGO, 1992):

- neossolo litólico: solos minerais não hidromórficos, rudimentares, bastante rasos (< 50 cm até o substrato rochoso), com textura e fertilidade variáveis. Por serem solos muito rasos possuem limitações para uso agrícola, sendo mais recomendado para preservação da flora e da fauna.

- latossolo vermelho-amarelo: solos minerais não hidromórficos, profundos ou muito profundos, com fertilidade natural baixa, com teor de óxido de ferro entre 7 e 11%. São bastante utilizados para agricultura e pastagens quando em terreno plano a suave ondulado; em áreas de relevo acidentado são susceptíveis a erosão, por apresentarem textura média a arenosa.

- gleissolo: solos minerais hidromórficos, pouco desenvolvidos, com alto teor de matéria orgânica na superfície, mal drenados, sofrem influência direta do lençol freático. Estes solos possuem limitação ao uso agrícola pela presença de lençol freático elevado, apresentando risco frequente de inundações e alagamentos.

- argissolo vermelho-amarelo: solos minerais não hidromórficos, bem desenvolvidos, bem drenados, ácidos, com fertilidade natural baixa. Constituem a

classe de solos mais comum no Brasil, junto ao latossolo vermelho-amarelo, possuindo uma grande diversidade de atributos o que dificulta sua generalização.

- argissolo vermelho: solos minerais não hidromórficos, com teor de óxido de ferro mais elevado que o argissolo vermelho-amarelo. Apresenta grande diversidade quanto à fertilidade, variando de acordo com o material de origem, entretanto respondem bem à aplicação de fertilizantes e corretivos.

A partir do mapa de solos da bacia foram obtidos os valores de textura (porcentagem de argila, areia e silte) das manchas de solos presentes nas unidades de estudo. Para cada quadrante foi extraído o valor referente à mancha de solo predominante (com área maior de 50% do total). Os mapas de solos para as unidades de estudo são apresentados no Apêndice F.

#### **2.2.3.4 Dinâmica do uso do solo**

A mudança do uso do solo observada de 1962 a 2008 foi calculada através do Land-use Change Analysis Tool - LUCAT, ferramenta desenvolvida por Ferraz (2011), que calcula a área e a proporção da área ocupada por cada tipo de uso do solo presente em uma unidade de análise. Desse modo, foram obtidos os valores de uso e ocupação do solo para as seis unidades e cada um dos quadrantes nas 5 datas do estudo.

Esta ferramenta também fornece índices como o perfil da curva de mudança florestal (FCCP - forest change curve profile) e a taxa anual de mudança (Q) (FERRAZ; VETTORAZZI; THEOBALD, 2009). O índice FCCP indica quando ocorreu o processo de mudança na vegetação, onde os valores positivos e negativos irão representar alterações antigas ou recentes. Para casos de regeneração o FCCP positivo representa que a mudança na paisagem foi recente, enquanto o FCCP negativo significa mudança antiga, já no caso do desmatamento, acontece o contrário, FCCP positivo significa mudança antiga e FCCP negativo mudança recente. Esse índice varia de -1 a 1, onde valores próximos aos extremos representam maiores transformações na paisagem e valores próximos a zero representam alterações graduais no uso do solo. O índice Q, quando calculado para a vegetação florestal, dá indício do processo que esse uso do solo sofreu, apresentando valor negativo para ambientes que passaram por desmatamento e

valores positivos em cenários de regeneração. Ambos os índices foram calculados para cada um dos quadrantes.

A partir dos mapas de uso do solo de 1962, 1978, 1995, 2000 e 2008, também foi possível calcular a idade dos fragmentos florestais. A idade foi obtida através da sobreposição dos polígonos classificados como vegetação natural: florestal dos mapas de uso do solo dos cinco anos de estudo, sendo delimitados pelo polígono presente no mapa mais recente (mapa de uso do solo de 2008). Essa sobreposição subdividiu os fragmentos presentes atualmente em diversos polígonos, onde aqueles presentes desde 1962 receberam a idade de 49 anos, aqueles presentes desde o mapa de 1978 a idade de 33 anos, do mapa de 1995 a idade de 16 anos, a partir do mapa de 2000 a idade de 11 anos, e aqueles polígonos que apareceram somente no mapa de 2008 a idade de 3 anos. A idade estabelecida para cada polígono corresponde à idade mínima do mesmo, não sendo possível estabelecer a idade correta devido à diferença entre os anos mapeados. O mapa de idades é apresentado no Apêndice G.

Para cada quadrante foi calculado o valor da idade média da floresta presente no mesmo. O cálculo foi feito através de ponderação dos valores de idade pela área ocupada, sendo que quadrantes que não possuem fragmentos florestais receberam o valor zero para esta variável.

A fim de se conhecer o uso predominante no entorno do quadrante, cada quadrante recebeu o valor do seu uso do solo predominante (que ocupa mais de 50% da área do quadrante). Em seguida, foi realizada uma análise de vizinhança, onde é estabelecido para cada quadrante o valor de uso do solo que mais vezes aparece dentre os seus vizinhos (oito quadrantes ao redor).

#### **2.2.3.5 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos**

A prestação de serviços ecossistêmicos pela floresta em relação à proteção dos recursos hídricos está intimamente relacionada a questões físicas e estruturais dos remanescentes. Para descrever o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos das áreas florestais, foi realizada uma classificação das unidades amostrais (quadrantes) quanto ao seu potencial e a sua demanda por serviços.

A classificação do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos da floresta presente nas unidades amostrais considerou três critérios: o entorno

predominante, a idade média do fragmento presente e a área que essa floresta ocupa no quadrante. Essa análise foi realizada apenas para os quadrantes que apresentam vegetação florestal no mapa de uso do solo de 2008, o que corresponde a 42% do total das unidades amostrais (3.806 quadrantes). A tabela 2.1 apresenta os pesos adotados para cada um dos critérios estabelecidos. Os quadrantes foram classificados em baixo, médio ou alto potencial de prestação de serviços. Florestas antigas, com maior área e entorno florestal foram consideradas com maior potencial de prestação de serviços em relação às florestas jovens, com área pequena e próxima a usos agrícolas.

Tabela 2.1 - Critérios e pesos utilizados para a classificação do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos, ligados à conservação da água pelas florestas existentes

Critério	Descrição	Peso
Entorno predominante	Outros	0
	Vegetação natural: arbustiva-herbácea	2
	Vegetação natural: florestal	3
Idade do fragmento (anos)	≤ 3	1
	3 - 16	2
	> 16	3
Área de floresta no quadrante (%)	≤ 10	0
	10 - 30	1
	30 - 60	2
	60 - 100	3
Classificação	Baixo	1 – 3
	Médio	4 – 6
	Alto	7 – 9

Em seguida, foi realizada a análise da demanda para cada um das unidades amostrais, onde foi considerado: a declividade média, a textura da mancha de solo predominante e a distância média do quadrante ao corpo d'água. As variáveis são apresentadas na tabela 2.2 com seus respectivos pesos.

Tabela 2.2 – Classificação da demanda das unidades amostrais, com base nos valores adotados para declividade, textura do solo e proximidade do rio

Critérios	Descrição	Pesos
Declividade (%)	0 - 8	1
	8 - 20	2
	> 20	3
Solo	Argiloso	1
	Médio	2
	Arenoso	3
Distância do rio (m)	>100	1
	≤ 100	2
	≤ 30	3

A demanda representa o valor mínimo das exigências do potencial de prestação de serviços na área, onde áreas com maiores declividades se apresentam mais susceptíveis a erosão dos solos demandando uma floresta mais estável que áreas planas. A fragilidade das áreas ripárias também demanda mais serviços em relação à estabilização das margens e conservação da biota aquática. De maneira geral áreas mais frágeis demandam um potencial de prestação de serviços maiores a fim de promover a conservação dos solos e da água.

O potencial de prestação de serviços pela floresta varia de 1 a 9, ao multiplicar o número total de quadrantes presentes em cada classe pelo seu potencial tem se um valor referente à oferta desse potencial na paisagem. Para cada classe do potencial também é possível calcular a demanda existente na paisagem, através do somatório dos valores de demanda referentes à determinada classe do potencial.

Ao final, é possível calcular o balanço entre a oferta e a demanda na paisagem de estudo a fim de se determinar a efetividade das florestas presentes. Valores negativos no balanço representam áreas onde o potencial de prestação de serviços é inferior à demanda por serviços, ou seja, há um déficit quanto à prestação de serviços. Valores positivos representam áreas onde há um excedente, ou seja, a floresta deve estar cumprindo o seu papel na prestação de serviços ligados a conservação do solo e da água.

Todas as variáveis foram calculadas através do software ArcGIS 9.3.

#### **2.2.4 Análise estatística**

Para avaliar se há diferenças entre as matrizes de cana-de-açúcar e pastagem sobre a paisagem, em relação à vegetação florestal, foram realizadas Análises de Variância (ANAVA). As análises foram feitas a partir das unidades e dos quadrantes e buscaram identificar diferenças entre as matrizes em relação à ocupação, a trajetória e o histórico dos fragmentos. Para isso foi comparada a área de floresta presente em cada quadrante; o índice Q, a fim de se conhecer o processo pelo qual esses quadrantes passaram (regeneração, desmatamento ou sem mudança) e o índice FCCP para entender quando esses processos ocorreram. A análise do FCCP foi realizada separadamente para os quadrantes que passaram por desmatamento e para os que passaram por regeneração. O nível de confiança “ $\alpha$ ” para todas as análises foi considerado de 0,05. As Análises de Variância foram realizadas em ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

### **2.3 Resultados**

#### **2.3.1 Uso do solo**

Com base na matriz pasto, a cobertura de cana-de-açúcar teve um aumento da sua área de cinco vezes, no período de 1962 a 2008, e a floresta teve sua área aumentada em mais de 80% (Tabela 2.3). No entanto, a cobertura de pasto reduziu 17%. Na matriz cana-de-açúcar, houve um aumento de 10% na cobertura de cana-de-açúcar, a vegetação florestal dobrou a área ocupada e a pastagem sofreu uma redução de 30%.

Tabela 2.3 - Composição do uso do solo, nas seis unidades de estudo, para os anos de 1962 e 2008, com os valores médios para as matrizes de pasto de cana-de-açúcar

Unidade	ANO	Cana	Pasto	Vegetação natural		Silvicultura	Outros
				florestal	arbustiva-herbácea		
----- % -----							
Pasto 1	1962	2,23	78,86	6,37	3,15	3,02	6,36
	2008	3,72	68,74	16,35	2,59	3,23	5,37
Pasto 2	1962	1,13	72,69	12,81	6,82	4,91	1,63
	2008	10,92	65,54	13,15	2,10	4,32	3,97
Pasto 3	1962	2,18	70,79	8,24	3,22	14,00	1,57
	2008	14,58	49,54	20,67	3,41	1,13	10,68
PASTO	1962	1,85	74,11	9,14	4,39	7,31	3,19
	2008	9,74	61,27	16,72	2,70	2,89	6,67
Cana 1	1962	60,79	20,81	8,38	6,09	1,80	2,13
	2008	74,46	2,85	14,13	6,82	1,27	0,48
Cana 2	1962	53,07	24,28	5,21	3,17	10,72	3,55
	2008	53,40	21,38	14,47	6,21	0,83	3,70
Cana 3	1962	51,81	12,19	6,00	3,01	23,42	3,58
	2008	55,59	14,27	19,3	4,87	0,92	5,05
CANA	1962	55,22	19,09	6,53	4,09	11,98	3,09
	2008	61,15	12,83	15,97	5,97	1,01	3,08

A mudança na ocupação do solo no período estudado apresentou uma estabilização entre os anos de 1995 e 2000 nos principais usos do solo, cana-de-açúcar, pasto e floresta, com pequenas alterações no período seguinte de 2000 a 2008, principalmente se comparadas as mudanças ocorridas entre 1962 e 1995 (Figura 2.4).

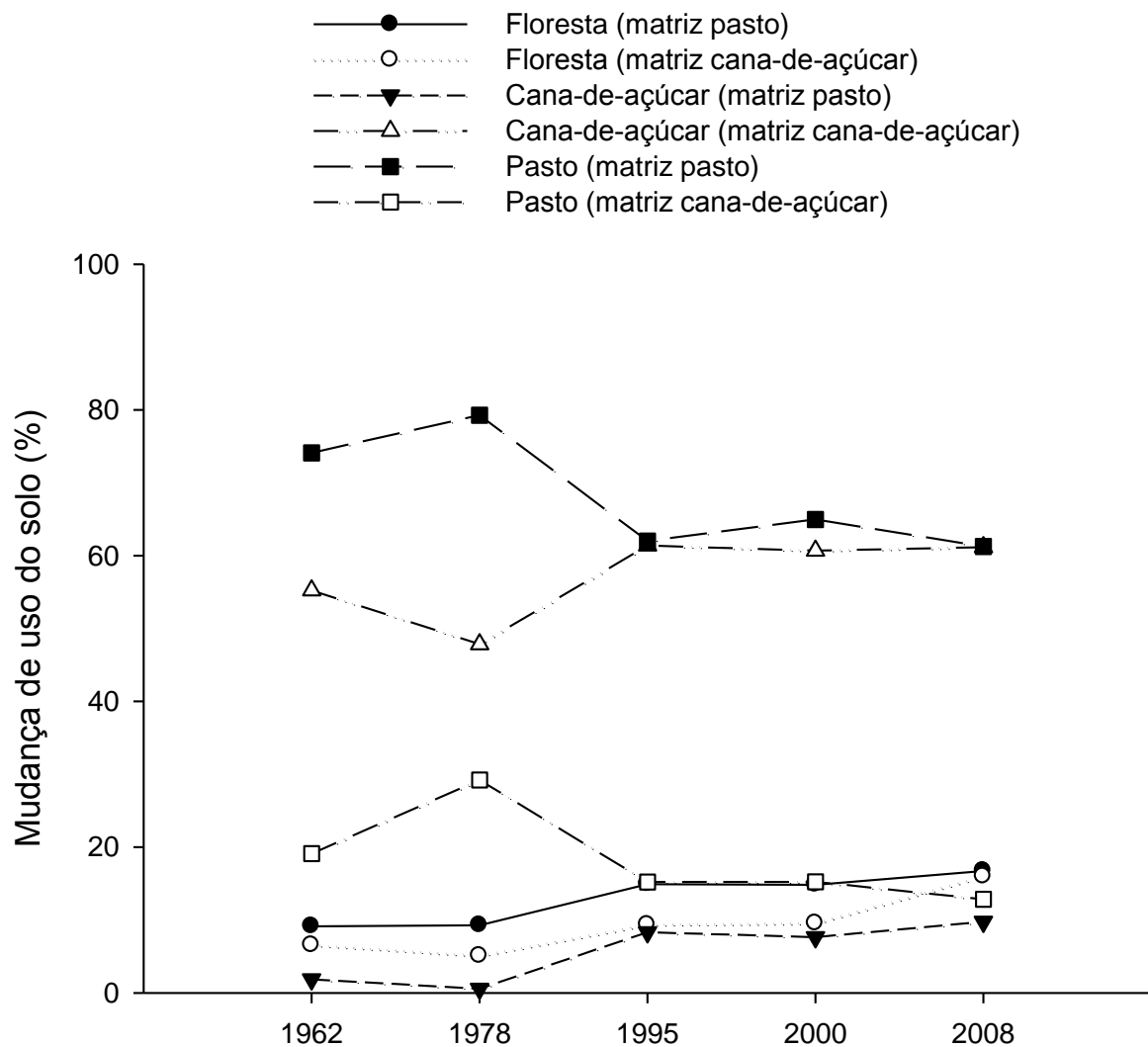


Figura 2.4 - Mudança do uso do solo, das três classes principais (cana-de-açúcar, pasto e floresta) nas duas matrizes ao longo dos últimos 50 anos

Em todas as matrizes observou-se um aumento significativo da cobertura florestal. A área ocupada por floresta, na matriz de pasto, teve aumento mais significativo entre os anos de 1978 e 1995 (Tabela 2.4). Na matriz cana-de-açúcar, houve um aumento mais pronunciado na cobertura florestal apenas entre os anos de 2000 e 2008.



Tabela 2.4 - Vegetação florestal, presente nas seis unidades de estudo, ao longo dos anos e os respectivos valores médios para as matrizes de pasto e cana-de-açúcar

Unidades	Vegetação natural: florestal				
	1962	1978	1995	2000	2008
	----- % -----				
Pasto 1	6,37	7,24	15,92	14,16	16,35
Pasto 2	12,81	10,85	14,22	14,53	13,15
Pasto 3	8,24	9,69	14,58	15,84	20,67
PASTO	9,14 a	9,26 a	14,91 ab	14,84 ab	16,72 b
Cana 1	8,38	8,11	12,60	12,37	14,13
Cana 2	5,21	2,89	5,81	6,00	14,47
Cana 3	6,00	4,17	9,59	10,17	19,30
CANA	6,53 a	5,06 a	9,33 a	9,51 a	15,97 b

A análise de variância dos quadrantes demonstrou que não há diferença significativa entre a área ocupada por floresta nas duas matrizes de estudo. Porém há diferença entre as unidades de cada matriz (Tabela 2.5). Onde a unidade de pasto 3 apresenta um cobertura florestal, aproximadamente, 5% maior que a unidade de pasto 1 e 8% maior que a unidade de pasto 2, e a unidade de cana 3 apresenta, cerca de 5% de cobertura florestal superior as unidade de cana 1 e 2.

Tabela 2.5 - Resultado da ANAVA para a área ocupada por floresta nos 9.126 quadrantes presentes nas unidades de estudo da bacia do rio Corumbataí - SP

	Df	Soma de quadrados	Quadrado médio	valor de F	p
Matriz	1	1,578e+07	15779232	1944	0,163
Matriz: Unidade	4	8,029e+08	200732544	24728	< 0,001
Unidade: Pasto	2	5,182e+08	259076235	31915	< 0,001
Unidade: Cana	2	2,848e+08	142388852	17541	< 0,001
Resíduo	9120	7,403e+10	8117596		

Para a taxa anual de mudança (Q), calculada para a vegetação florestal, também não foram encontradas diferenças significativas entre as matrizes, porém houve diferença entre as unidades de cada matriz (Tabela 2.6). A diferença entre as unidades ocorreu devido divergências entre a quantidade de quadrantes que passaram pelos processos de regeneração ( $Q > 0$ ) e desmatamento ( $Q < 0$ ), e

aqueles que não apresentaram mudança, por não possuir vegetação florestal ( $Q = 0$ ) (Tabela 2.7).

Tabela 2.6 - Resultado da ANAVA para o índice Q nos 9.126 quadrantes presentes nas unidades de estudo da bacia do rio Corumbataí - SP

	Df	Soma de quadrados	Quadrado médio	valor de F	p
Matriz	1	0	0,027	0,444	0,505
Matriz: Unidade	4	9,8	2,448	39,897	< 0,001
Unidade: Pasto	2	7,6	3,794	61,822	< 0,001
Unidade: Cana	2	2,2	1,103	17,971	< 0,001
Resíduo	9120	559,7	0,061		

Tabela 2.7 - Porcentagem de quadrantes que passaram pelos processos de regeneração e desmatamento nas unidades de pasto e cana-de-açúcar

Unidade	Regeneração	Desmatamento	Não houve mudança
	----- % -----		
Pasto 1	16,37	8,61	75,02
Pasto 2	19,59	21,76	58,65
Pasto 3	22,35	10,19	67,46
Cana 1	14,07	10,39	75,54
Cana 2	9,01	12,23	78,76
Cana 3	10,39	15,71	73,90

Para a análise do perfil da curva de mudança florestal (FCCP), os quadrantes foram separados entre os que apresentavam valores positivos de Q, correspondendo ao processo de regeneração, e os que apresentavam valores negativos de Q, correspondendo ao processo de desmatamento. Foram analisados 1.396 quadrantes de regeneração e 1.200 quadrantes de desmatamento (Tabela 2.8 e 2.9, respectivamente).

Tabela 2.8 - Resultado da ANAVA para o índice FCCP nos 1.396 quadrantes que passaram por regeneração ( $Q > 0$ )

	Df	Soma de quadrados	Quadrado médio	valor de F	p
Matriz	1	2,68	2,6777	44,33	< 0,001
Matriz: Unidade	4	4,49	1,1232	18,59	< 0,001
Unidade: Pasto	2	0,25	0,1275	2,11	0,122
Unidade: Cana	2	4,24	2,1189	35,08	< 0,001
Resíduo	1390	83,96	0,604		

Tabela 2.9 - Resultado da ANAVA para o índice FCCP nos 1.200 quadrantes que passaram por desmatamento ( $Q < 0$ )

	Df	Soma de quadrados	Quadrado médio	valor de F	p
Matriz	1	1,71	1,7083	43,52	< 0,001
Matriz: Unidade	4	0,12	0,0304	0,776	0,541
Unidade: Pasto	2	0,11	0,0527	1,342	0,262
Unidade: Cana	2	0,02	0,0082	0,209	0,811
Resíduo	1194	46,86	0,0392		

Nos quadrantes que apresentaram regeneração houve diferença significativa entre as matrizes, e dentro das matrizes houve diferença entre as unidades de cana-de-açúcar. Apesar da matriz de pastagem apresentar 40% a mais de quadrantes que a matriz de cana-de-açúcar (média = 0,05 e desvio padrão = 0,21), os valores do FCCP na matriz de cana-de-açúcar possuíram uma maior variação (média = 0,15 e desvio padrão = 0,31). A matriz de cana-de-açúcar apresentou 41% dos quadrantes com processo de regeneração antiga, decorridos nos primeiros 25 anos do estudo, e 59% com regeneração recente, ou seja, com aumento da vegetação florestal nos últimos 3 mapeamentos (1995, 2000 e 2008). Na matriz de pasto 35% dos quadrantes passaram por regeneração antiga e 65% por regeneração recente.

Na análise de variância dos quadrantes que passaram por desmatamento ( $Q < 0$ ), observa-se diferença apenas entre as matrizes, onde a matriz de pasto apresentou 64% desses quadrantes com processos antigos de desmatamento. Portanto 36% com processo recente. A matriz de cana-de-açúcar apresentou 80% com processo antigo de desmatamento enquanto apenas 20% apresentaram processo recente. O valor do FCCP no pasto para processos de desmatamento recentes chegaram próximos a -1, enquanto na cana-de-açúcar, atingiram valores próximos a -0,6, demonstrando que as mudanças foram maiores nas unidades de pastagem. Já em relação ao desmatamento antigo, ambos apresentaram valores máximos próximos a 0,8.

### 2.3.2 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos

Ao avaliar o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos ligados à proteção dos recursos hídricos da vegetação florestal presente na paisagem de estudo, dos 3.806 quadrantes que apresentam floresta (correspondentes a 42% do total), apenas 35% destes apresentaram um potencial alto para a prestação de

serviços de proteção, como pode ser observado na tabela 2.10. Desse modo, mesmo com 42% de floresta na paisagem, somente 35% dessa floresta é capaz de desempenhar todo o potencial de serviços ecossistêmicos por apresentarem condições adequadas.

Tabela 2.10 - Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos ligados à conservação da água calculado para os quadrantes com presença de floresta no mapa de uso do solo de 2008

Classificação	Nº de quadrantes com floresta	Quadrantes com floresta
Baixo	1514	40%
Médio	952	25%
Alto	1340	35%
TOTAL	3806	100%

A classificação dos quadrantes em relação à demanda demonstrou que conforme aumentaram os níveis propostos pela classificação aumenta a porcentagem dos quadrantes com presença de floresta. Onde o nível mais alto classificado como 9 (solo arenoso, com declividade superior a 20%, e a menos de 30 m do rio) possui 100% dos seus quadrantes com presença de floresta enquanto o nível mais baixo, 3 (solo argiloso, com declividade inferior a 8% e a mais de 100m distante do rio) apresenta apenas 11% (Tabela 2.11).

Tabela 2.11 - Classificação dos quadrantes em relação à demanda de serviços de proteção dos recursos hídricos

Demanda	Nº de quadrantes (total)	Nº de quadrantes com floresta	Quantidade do total com floresta
3	1086	125	11%
4	1396	429	31%
5	3012	1096	36%
6	1956	976	50%
7	1276	860	67%
8	393	313	80%
9	7	7	100%
TOTAL	9126	3806	42%

O cruzamento dos dados de oferta e demanda para determinação do balanço da prestação de serviços ligados aos recursos hídricos na paisagem de estudo para os quadrantes que possuem floresta são apresentados na tabela 2.12.

O balanço demonstrou que 37% das florestas exercem seu potencial pleno de prestação de serviços. Quando realizado separadamente para a matriz de pasto e de cana-de-açúcar os valores são similares, onde 35% e 40% das florestas exercem seu potencial pleno, respectivamente.

Tabela 2.12 - Balanço entre a oferta e a demanda de prestação de serviços ecossistêmicos pelas florestas presentes na paisagem de estudo

Potencial de prestação de serviços	Nº de quadrantes com floresta	Porcentagem do total	Oferta	Demanda	Balanço	Área
1	257	7	257	1340	-1083	
2	531	14	1062	2901	-1839	
3	726	19	2178	4141	-1963	63%
4	564	15	2256	3324	-1068	
5	311	8	1555	1880	-325	
6	77	2	462	424	38	
7	409	11	2863	2222	641	37%
8	430	11	3440	2582	858	
9	501	13	4509	3200	1309	
TOTAL	3806	100				

As figuras 2.5 e 2.6 apresentam os mapas classificados quanto ao potencial de prestação de serviços e o balanço entre a oferta e a demanda de serviços por quadrante.

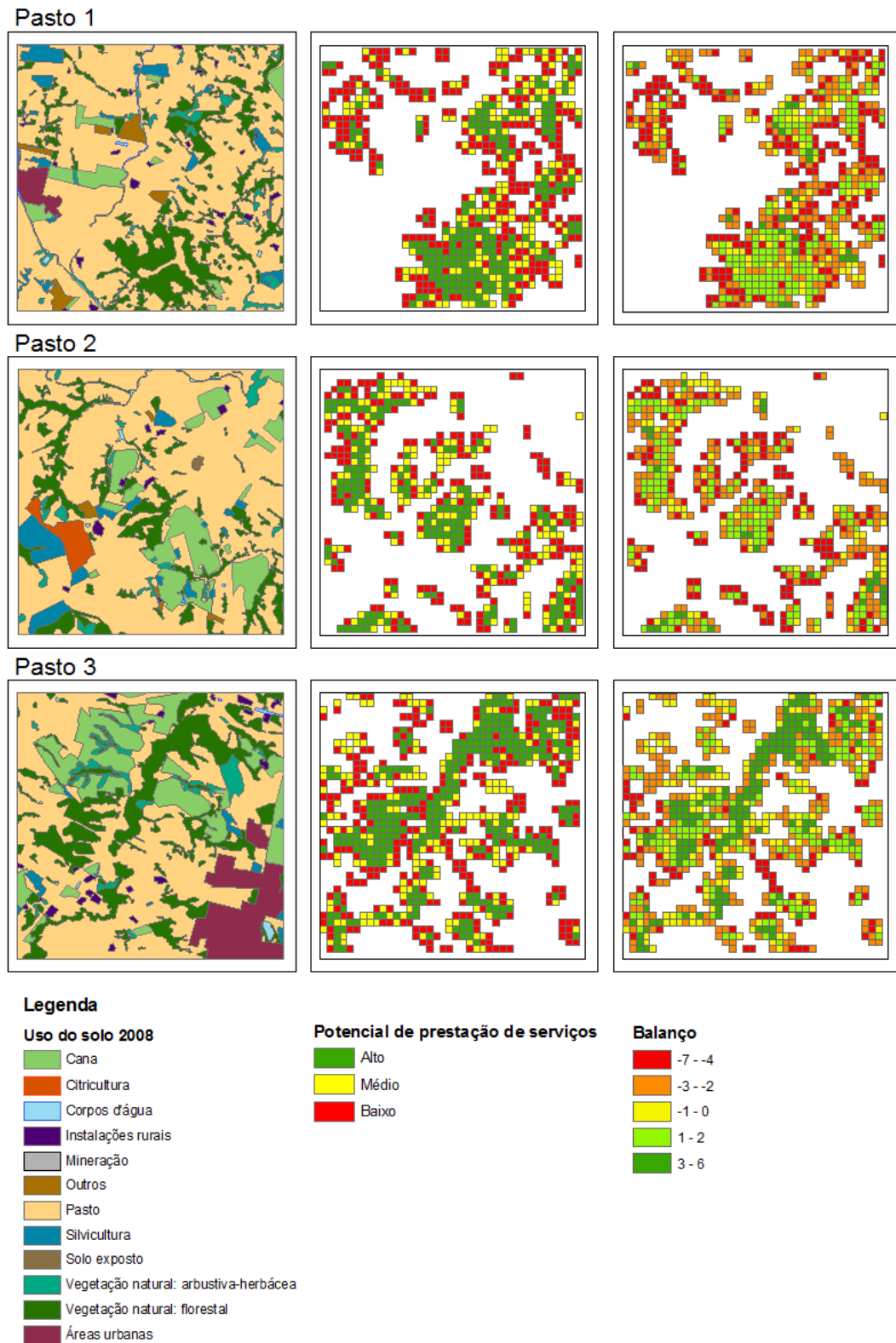


Figura 2.5 - Mapa de uso do solo do ano de 2008, classificação do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos relacionadas aos recursos hídricos pelas florestas e balanço entre a oferta e a demanda por quadrante nas unidades de pasto

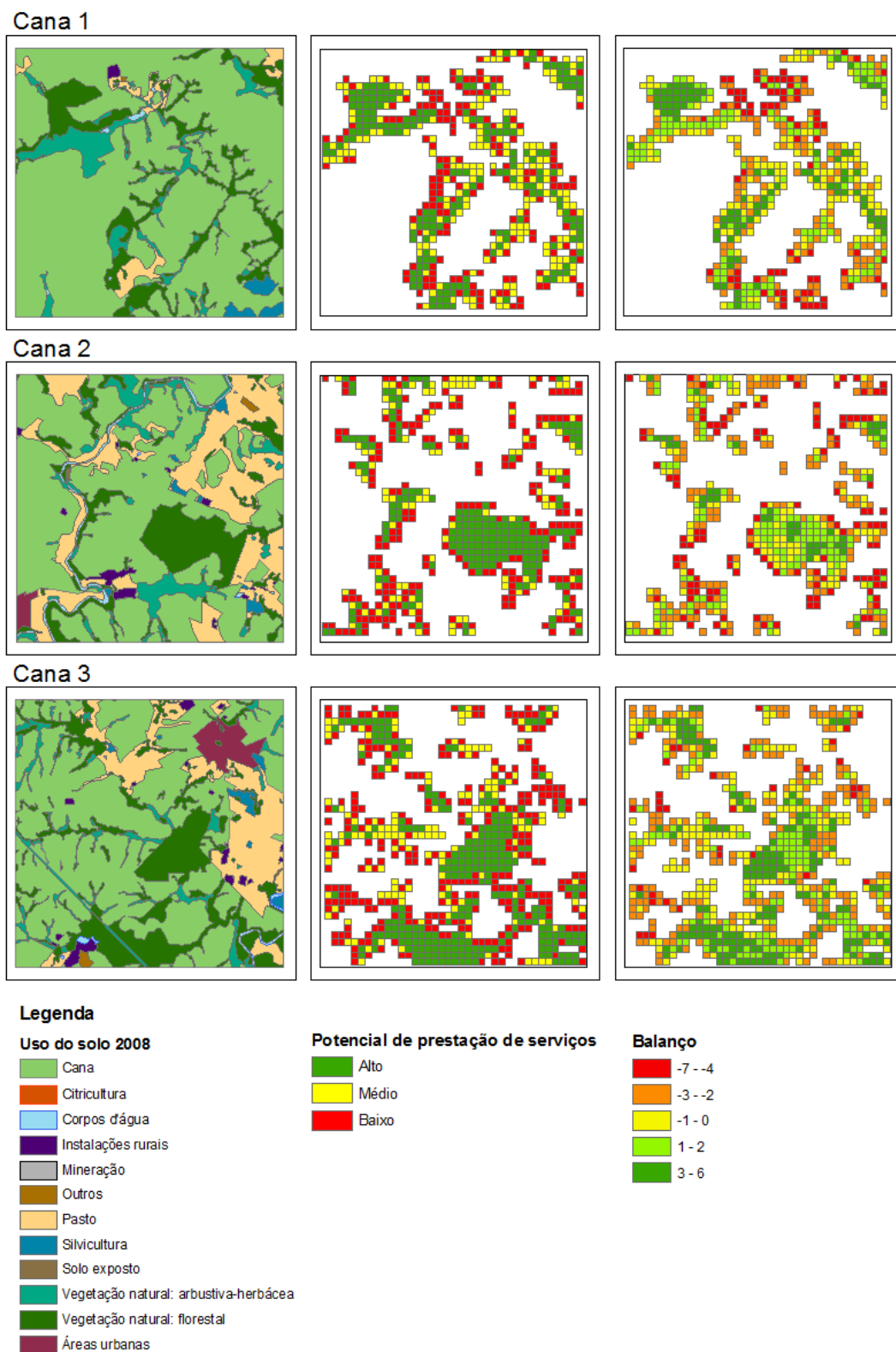


Figura 2.6 - Mapa de uso do solo do ano de 2008, classificação do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos relacionadas aos recursos hídricos pelas florestas e balanço entre a oferta e a demanda por quadrante nas unidades de cana-de-açúcar

## 2.4 Discussão

### 2.4.1 Mudança do uso do solo

A cana-de-açúcar está presente na bacia desde o século XIX (IPEF, 2001), principalmente na região sul, próximo ao Município de Piracicaba. A mudança do uso do solo na bacia demonstrou que nos últimos anos os plantios de cana-de-açúcar têm expandido e ganhado espaço mesmo nas unidades mais ao norte da bacia, consideradas de matriz de pastagem.

A expansão dos plantios de cana-de-açúcar nos últimos anos foi promovida pela entrada dos automóveis flex no mercado brasileiro em 2003, provocando um aumento na demanda por etanol (RUDORFF et al., 2010). A região centro-sul do Brasil apresentou uma expansão na área de cana-de-açúcar de cerca de 4 milhões de hectares, entre os anos de 2005 e 2010, sendo que mais de 99% dessa expansão ocorreu em áreas anteriormente ocupadas por pastagens ou agricultura anual (ADAMI et al., 2012).

Estudos têm demonstrado benefícios com a mudança do uso do solo de pastagem e culturas anuais para a cana-de-açúcar. Dentre os benefícios estão o aumento na eficiência da produção de gado, promovido pela redução das áreas de pastagem (ADAMI et al., 2012), uma relação positiva entre diversos indicadores socioeconômicos e a presença de usinas em municípios do estado de São Paulo, destacando a importância das usinas na geração de empregos, serviços públicos, infraestrutura e desenvolvimento local (MARTINELLI et al., 2011), essa mudança também promove um efeito direto de resfriamento local, com a redução da temperatura devido alteração do albedo e da evapotranspiração, trazendo melhorias para o clima (LOARIE et al., 2011).

Foi apontado que menos de 1% da expansão da cana-de-açúcar no estado de São Paulo ocorreu em áreas ocupadas por floresta (ADAMI et al., 2012). Entretanto, o desmatamento pode ocorrer ao substituir áreas ocupadas por soja, que conseqüentemente terão suas plantações expandidas mais ao norte do país (LAPOLA et al., 2010).

Segundo os dados observados, a paisagem de estudo teve sua cobertura florestal duplicada durante o período de 1962 e 2008, apesar de continuar ocupando uma pequena porcentagem da área, não perdeu espaço para os novos plantios cana-de-açúcar. A Mata Atlântica tem experimentado diversas mudanças nos



últimos 100 anos, com altas taxas de desmatamento e de regeneração, resultando em uma paisagem fragmentada e dominada por florestas secundárias jovens (TEIXEIRA et al., 2009).

A cobertura florestal das unidades na bacia do rio Corumbataí apresentou um declínio da sua área entre os anos de 1962 e 1978, do mesmo modo foi relatada uma redução da cobertura florestal da Mata Atlântica no estado de Santa Catarina entre os anos de 1970 e 1975 (BAPTISTA; RUDEL, 2006).

De 1978 a 1995 observa-se uma expansão da cobertura florestal natural nas unidades estudadas. Segundo Baptista e Rudel (2006) o ano de 1975 representou o início da expansão da cobertura florestal, porém esse aumento foi promovido pela implantação de plantações florestais, enquanto a vegetação natural continuava reduzindo. Já no período de 1985 a 1996 nessa mesma região observou-se uma expansão da vegetação nativa, sobrepondo até mesmo o aumento das plantações florestais (BAPTISTA, 2008).

Entre os anos de 1995 e 2000 percebe-se uma estabilização da cobertura florestal nas unidades, que volta a aumentar entre 2000 e 2008. Um estudo no Pontal do Paranapanema (SP) indicou que houve redução da cobertura florestal de 1956 a 1984, onde a vegetação apresenta uma estabilização e um aumento gradativo e pequeno de sua área a partir desse período (UEZU, 2006). Porém, em outra área de Mata Atlântica, também no Estado de São Paulo, foi observada a redução da floresta nativa no período de 1981 a 2000 junto à volta do desmatamento (TEIXEIRA et al., 2009).

Dados oficiais apontam que em sua totalidade esse bioma ainda se encontra na fase de desmatamento, porém taxas recentes de desflorestamento vêm reduzindo nos últimos anos, atingindo valores menores do que 2% da sua área atual em todos os estados em que o bioma está presente, entre 2005 e 2008, e menores que 1% entre os anos de 2008 e 2010 (Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, 2009, 2011), o que pode indicar uma aproximação do ponto de inflexão da transição florestal.

Ao avaliar o FCCP das unidades de estudo, observou-se que mais de 70% do desmatamento ocorrido na região foi realizado no passado e que mais de 60% da regeneração é recente, demonstrando que está havendo uma mudança de processos na área. A paisagem teve sua cobertura florestal duplicada durante o período de 1962 e 2008, porém alcançando apenas 16% da área, a regeneração

desses fragmentos dá indícios de que a Mata Atlântica na bacia do rio Corumbataí está se aproximando da segunda fase da transição. Podemos estar passando pelo ponto de inflexão da transição, onde apenas estudos futuros poderão determinar se houve mudança de fase e quando ela iniciou.

#### **2.4.2 Dinâmica florestal nas matrizes de pasto e cana-de-açúcar**

Os resultados apresentados mostraram que não houve influência da matriz na área ocupada pela vegetação florestal, ou seja, ambas as matrizes apresentam quantidades semelhantes de floresta. Assim como apresentam taxas anuais de mudança (Q) similares, o que indica que em geral as mudanças ocorridas na vegetação florestal ao longo dos últimos anos foram semelhantes. Essa similaridade entre as matrizes demonstram que a adequação ambiental dos plantios de cana-de-açúcar nos últimos anos, não garantiu a regeneração da cobertura florestal. Em grande parte as áreas correspondentes a Área de Preservação Permanente (APP) se encontram sem manejo e invadidas por cana-de-açúcar ou braquiária, consideradas como “vegetação natural: arbustiva-herbácea” nos mapeamentos, dificultando a regeneração de uma vegetação arbórea.

Estudos realizados nas mesmas unidades amostrais demonstram que também não há influência da matriz em relação à riqueza de espécies e frequência de registros de mamíferos próximos a cursos d’água (ALVES, 2012) e que as matrizes apresentaram similaridade florística e semelhante distribuição dos indivíduos regenerantes nos seus fragmentos florestais (MANGUEIRA, 2012).

Entretanto houve diferença entre as matrizes em relação ao perfil de curva de mudança florestal (FCCP), ou seja, à trajetória de mudanças que os fragmentos florestais presentes passaram ao longo dos últimos anos. A matriz de cana-de-açúcar apresentou uma regeneração recente com maiores transformações em relação à pastagem, com alguns quadrantes atingindo um índice FCCP próximo a 1, apesar da pastagem apresentar predomínio na quantidade de quadrantes que passaram por esse processo. Isso se deve ao abandono de áreas de silvicultura e consequente regeneração de uma floresta secundária no sub-bosque, modificando sua classificação de silvicultura para “vegetação natural: florestal” no mapa de 2008 principalmente nas unidades de cana-de-açúcar. Quanto ao desmatamento, observa-se que na matriz de cana-de-açúcar a maioria dos processos ocorreu no

passado (80%), já a matriz de pastagem apresenta alterações maiores, com valores máximos do FCCP próximos a um, e recentes.

As diferenças apresentadas quanto ao FCCP mostram que apesar da área ocupada pela floresta ser similar em ambas as matrizes o seu histórico foi diferente, implicando em fragmentos com capacidade diferentes de provimento de serviços ecossistêmicos.

### **2.4.3 Serviços ecossistêmicos**

A realização de serviços como a proteção de recursos hídricos varia com diversos fatores da paisagem. A classificação dos quadrantes quanto ao seu potencial florestal procurou avaliar o percentual de floresta na paisagem com capacidade para prestação desses serviços, atualmente. Foi observado que apenas 42% dos quadrantes do estudo possuíam floresta, portanto, apresentam alguma possibilidade de prestação desses serviços. Dessas florestas, 35% possuem um alto potencial florestal para desempenho dessas funções, 25% apresentam potencial médio, e 40% apresentam um baixo potencial.

O potencial florestal está associado a três variáveis, o uso do solo no entorno, a idade e o tamanho do fragmento. O tamanho do fragmento junto a um entorno predominantemente florestal da uma ideia de continuidade desse fragmento. A fragmentação de diversas paisagens resultou na presença de muitos fragmentos pequenos (TABARELLI et al., 2010), quanto menor o fragmento maior o efeito dos fatores externos (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991), como o efeito de borda, com isso há redução da complexidade estrutural (TABARELLI et al., 2010) e da sua capacidade de conservar a riqueza de espécies (DeFRIES et al., 2005), aumentando a presença e a abundância de espécies generalistas (PARDINI et al., 2009). Sabe-se que uma maior biodiversidade é desejável por possibilitar o desempenho de mais funções ecológicas, além disso, alguns ecossistemas e comunidades se tornam mais estáveis com o aumento da biodiversidade (PALMER; AMBROSE; POFF, 2007). Portanto, fragmentos maiores e contínuos podem suportar uma maior biodiversidade e complexidade, desempenhando mais serviços e conseqüentemente permanecendo por mais tempo na paisagem. Entretanto na paisagem avaliada apenas 35% das florestas apresenta certa estabilidade.

A demanda, formada pela relação entre a declividade, a distância do rio e a textura do solo, revelou que as áreas mais frágeis são mais ocupadas por floresta que áreas menos vulneráveis, onde todos os quadrantes classificados com demanda 9 possuem floresta e a presença de floresta vai diminuindo conforme os valores de demanda diminuem. Entretanto, o ideal seria que 100% dos quadrantes presentes em áreas mais frágeis (valores 7, 8 e 9) fossem ocupados por florestas e que essas florestas possuíssem um alto potencial na prestação de serviços, promovendo diversas ações na conservação do solo e da água. Entretanto o que se tem é 70% desses quadrantes com floresta, ou seja, 30% dessas áreas se encontram desprotegidas. Diversos trabalhos reportam sobre a importância da presença de floresta em áreas frágeis, como a área ripária (GREGORY et al., 1991; HAYCOCK et al., 1996; ALLAN, 2004; BRUIJNZEEL, 2004; SCHULTZ et al., 2004; GORSEVSKI et al., 2008; STUDINSKI et al., 2012). A presença de floresta nessas áreas reduz o risco de erosão, previne deslizamentos, estabiliza as margens e evita o assoreamento dos rios, onde suas raízes fortes e profundas promovem maior conservação do solo e da água quando comparada a pastagem e culturas agrícolas (FAO, 2008).

A efetividade das florestas presentes na paisagem de estudo foi estabelecida através de um balanço entre a oferta e a demanda por serviços. A oferta trata do potencial de prestação de serviços pelas florestas presentes na paisagem atual e a demanda representa a necessidade de prestação de serviços de acordo com as variáveis físicas do terreno. Ao realizar o balanço, florestas com potencial de prestação de serviços entre 1 e 5 apresentaram déficit e as florestas com potencial entre 6 e 9 apresentaram excedente. O déficit representa áreas onde o potencial de prestação de serviços pela floresta é inferior à necessidade do ambiente, essa situação está presente em 63% das áreas avaliadas. Desse modo, apenas 37% das florestas exercem seu potencial pleno e podem estar promovendo a conservação dos recursos hídricos.

Apesar de 42% dos quadrantes apresentarem fragmentos florestais, a área efetiva de floresta é de apenas 16% das unidades de estudo. A capacidade de prestação de bons serviços de proteção aos recursos hídricos se restringe a apenas 35%-40% dessas florestas, ou seja, apenas 1/3 das florestas, o que indica o alto grau de degradação e abandono desses fragmentos. Esses valores poderiam ser multiplicados apenas com o cumprimento do Código Florestal que prevê as APP em

uma faixa de 30 metros ao longo dos rios. Essa faixa garantiria uma vegetação contínua, favorecendo seu desenvolvimento e perpetuação, com papel fundamental na proteção dos recursos hídricos e estabilização da área ripária.

Programas de pagamento por serviços ambientais são uma estratégia de valoração da vegetação florestal e de promoção da sua recuperação. Esses programas vêm ganhando espaço e força no cenário atual e são uma oportunidade única para essas paisagens altamente fragmentadas. O Programa Produtor de Água, da Agência Nacional de Água (ANA) desenvolve diversos projetos que buscam a redução da erosão e assoreamento dos riachos e conseqüentemente a melhoria da qualidade, a ampliação e a regularização da oferta de água nas bacias hidrográficas (ANA, 2012). Esses projetos podem ser a solução para aumentar a provisão de serviços ecossistêmicos desses fragmentos florestais.

## **2.5 Conclusões**

A área ocupada pela vegetação florestal tem aumentado nas unidades de estudo nos últimos anos, porém ainda apresenta uma porcentagem muito baixa na paisagem. Não é possível estabelecer qual a fase da transição florestal que a paisagem de estudo se encontra, possivelmente esteja passando pela fase de inflexão. Observa-se que o desmatamento está reduzindo e a regeneração tem aumentado, mantendo uma estabilização da cobertura florestal. Entretanto apenas estudos futuros poderão determinar se a taxa de regeneração irá estabilizar ou aumentar, determinando o início da segunda fase da transição florestal.

As matrizes, de pastagem e cana-de-açúcar, apresentaram similaridade em relação à área ocupada por floresta no último mapeamento e não apresentaram diferenças quanto aos processos, de desmatamento e regeneração, sofridos pela vegetação no período de estudo. Entretanto, apresentaram diferenças quanto a sua dinâmica, ou seja, em relação ao período em que essas mudanças ocorreram. Houve predomínio de uma regeneração recente em ambas as matrizes, porém na matriz de cana-de-açúcar as mudanças foram maiores, ocasionadas principalmente pela regeneração no sub-bosque de plantios abandonados de eucalipto. Em relação ao desmatamento, em ambas há predomínio de desmatamento antigo, porém a matriz de pasto apresenta maior proporção de desmatamento recente e valores que

representam grandes mudanças. Essas diferenças quanto à trajetória e dinâmica dos fragmentos influenciam na sua capacidade de prover serviços.

Ao avaliar o potencial na prestação de serviços pela vegetação florestal presente na paisagem, observa-se que apenas 1/3 das florestas presentes possuem um potencial pleno. Da área ocupada por floresta (16%) apenas 5% estão promovendo a conservação dos recursos hídricos, a maioria dos remanescentes florestais não está cumprindo com o seu papel. A cobertura florestal é baixa e a não efetividade dos fragmentos demonstra que o ambiente precisa de ações de conservação para que essa vegetação possa contribuir no oferecimento de serviços ecossistêmicos.

## Referências

ADAMI, M.; RUDORFF, B.F.T.; FREITAS, R.M.; AGUIAR, D.A.; SUGAWARA, L.M.; MELLO, M.P. Remote sensing time series to evaluate direct land use change of recent expanded sugarcane crop in Brazil. **Sustainability**, Basel, v. 4, p. 574-585, Apr. 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS – ANA. Programa Produtor de Água. Disponível em: <<http://produtordeagua.ana.gov.br/>>. Acesso em: 23 set. 2012.

\_\_\_\_\_. Modificações das condicionantes existentes no Código Florestal. Nota Técnica nº 045/2010-SIP-ANA. 2010, 13p.

ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystem. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 257-284, June 2004.

ALVES, M.Z. **Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em paisagem agrícola fragmentada**. 2012. 95p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N.K.; VANZETTO, S.C.; PEDROSO, K.; VALERIO, A.F. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**, Guarapuava, v. 4, n. 1, p. 131-149, jan./abr. 2008.

BAPTISTA, S.R. Metropolitanization and forest recovery in southern Brazil: a multiscale analysis of the Florianópolis city-region, Santa Catarina State, 1970 to 2005. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 13, n.2, art. 5, 2008

BAPTISTA, S.R.; RUDEL, T.K. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 33, n. 3, p. 195-202, July 2006.

- BORGES, M.J.; PISSARRA, T.C.T.; VALERI, S.V.; OKUMURA, E.M. Reflorestamento compensatório com vistas à retenção de água no solo da bacia hidrográfica do Córrego Palmital, Jaboticabal, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 69, p. 93-103, dez. 2005.
- BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 104, p. 185-228, 2004.
- CEAPLA – Centro de Análise e Planejamento Ambiental. **Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí**. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Disponível em: < <http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas/apresentacao.php>>. Acesso em: 5 ago. 2012.
- CORREL, D.L. Buffer zones and water quality protection: general principles. In: HAYCOCK, N; BURT, T.; GOULDING, K.; PINAY, G. (Ed.). **Buffers Zones: their processes and potencial in water protection**. St. Albans: Haycock Associates, 1996. chap. 2, p. 7-20.
- DeFRIES, R.; HANSEN, A.; NEWTON, A.C.; HANSEN, M.C. Increasing isolation of protect areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological Applications**, Tempe, v.15, n.1, p. 19-26, Feb. 2005.
- ESRI. **ArcGis 9.3**. New York, 2008.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Forests and Water: a thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005**, by HAMILTON, L.S. Rome, 2008. 92p.
- FERRAZ, S.F.B. **LUCAT: land-use change analysis tools**. Piracicaba: ESALQ, Forest Science Department, Forest Hydrology Lab., 2011. 15p.
- FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: a case study of central Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1586-1595, mar. 2009.
- FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M.; BALLESTER, M.V.R. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 204, p. 67-83, 2005.
- FIORIO, P.R.; DEMATTÊ, J.A.M.; SPAVOREK, G. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba, SP. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n.4, p. 671-679, abr. 2000.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2005-2008**. São Paulo, 2009. 156p.

\_\_\_\_\_. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2008-2010.** São Paulo, 2011. 122p.

GORSEVSKI, P.V.; BOLL, J.; GOMEZDEL CAMPO, E.; BROOKS, E.S. Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 664–673, May 2008.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-551, Sept. 1991.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, p. 185-206, 2001.

HAYCOCK, N; BURT, T.; GOULDING, K.; PINAY, G. (Ed.). **Buffers Zones: their processes and potential in water protection.** St. Albans: Haycock Associates, 1996. 326p.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS - IPEF. **Conservação dos recursos hídricos e da cobertura florestal da Bacia do rio Corumbataí.** Piracicaba, 2001. 301p.

KRONKA, F.J.N. (Ed.) **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto Florestal, 2005. 202p.

LAPOLA, D.M.; SCHALDACH, R.; ALCAMO, J.; BONDEAU, A.; KOCH, J.; KOELKING, C.; PRIESS, J.A. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 107, n. 8, p. 3388-3393, Feb. 2010.

LELE, S. Watershed services of tropical forest: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Amsterdam, v. 1, p. 148-155, Nov. 2009

LOARIE, S.R.; LOBELL, D.B.; ASNER, G.P.; MU, Q.; FIELD, C.B. Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil. **Nature Climate Change**, London, v. 1, p. 105-109, Apr. 2011.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F.P.L.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distribution**, Malden, v. 17, p. 287-296, 2011.

MANGUEIRA, J.R.S.A. **A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas.** 2012. 127p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.



MARTINELLI, L.A.; GARRETT, R.; FERRAZ, S.; NAYLOR, R. Sugar and ethanol production as a rural development strategy in Brazil: Evidence from the state of São Paulo. **Agricultural Systems**, Essex, v. 104, p. 419-428, Feb. 2011.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. 2002. **FRAGSTATS**: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer Software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em:  
<<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>.

MEYER, J.L.; WALLACE, J.B. Lost linkages and lotic ecology: rediscovering small streams. In: PRESS, M.C.; HUNTLY, N.J.; LEVIN, S. (Ed.). **Ecology**: achievement and challenge. Blackwell Science, 2000. p. 295-317.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, Feb. 2000.

OLIVEIRA, J.B.; BERG, M. **Aptidão agrícola das terras do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Araras II. Memorial descritivo. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1985. 60p.

OLIVEIRA, J.B.; JACOMINE, P.K.T.; CAMARGO, M.N. **Classes gerais de solos do Brasil**: guia auxiliar para seu reconhecimento. 2 ed. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201p.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; BARBIERI, J.L.; ROTTA, C.L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Araras. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1981.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.; ROTTA, C.L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de São Carlos. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1979.

OLIVEIRA, J.B.; PRADO, H. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**. Quadrícula de Piracicaba. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1989.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p. 291-300, Dec. 1997.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1178-1190, Mar. 2009.

PERZ, S.G. Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics: forest transition theory and other directions. **Professional Geographer**, Washington, v.59, n.1, p. 105-114, Feb. 2007.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modeling study for Brazilian Atlantic forest. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 222, p. 1986-1997, Apr. 2011.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em: 13 jun. 2012.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.H. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, Mar. 2009.

RUDEL, T.K.; COOMES, O.T.; MORAN, E.; ACHARD, F.; ANGELSEN, A.; XU, J.; LAMBIN, E. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. **Global Environmental Change**, Guildford, v. 15, 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**, Basel, v. 2, p. 1057-1076, Apr. 2010.

SANTOS, S.C.; GARCIA, G.J. Desenvolvimento integrado e gestão para a bacia hidrográfica do rio Corumbataí. **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v.4, n.1, p. 89-106, jun. 2006.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, n. 1, p. 18-32, Mar. 1991.

SCARANO, F.R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. **Annals of Botany**, London, v. 90, p. 517-524, Sept. 2002.

SCHULTZ, R.C.; ISENHART, T.M.; SIMPKINS, W.W.; COLLETTI, J.P. Riparian forest buffers in agroecosystems – lessons learned from the Bear Creek Watershed, central Iowa, USA. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 61, p. 35-50, 2004.

SHVIDENKO, A.; BARBER, C.V.; PERSSON, R. (Coord.) Forest and Woodland Systems. In: MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: current state and trends**. Washington: Island Press, 2005. chap. 21, p. 585-621.

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. **Science**, Washington, v. 260, p. 1905-1910, June 1993.

SOUZA, A.D.G.; TUNDISI, J.G. Hidrogeochemical comparative study of the Jaú and Jacaré-guaçu river watersheds, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 4, p. 563-570, nov. 2000.

STUDINSKI, J.M.; HARTMAN, K.J.; NILES, J.M.; KEYSER, P. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 686, p. 107-117, 2012.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, p. 2328-2340, Mar. 2010.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1219-1230, 2009.

THOMPSON, S.K.; SEBER, G.A.F. **Adaptive sampling**. New York: John Wiley, 1996. 265p.

UDAWATTA, R.P.; GARRETT, H.E.; KALLENBACH, R.L. Agroforestry and grass buffer effects on water quality in grazed pastures. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 79, p. 81-87, Feb. 2010.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 193p. Tese (Doutorado em Ciências, na Área de Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento do uso e cobertura do solo na bacia do rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 196, maio 2003, 9p.

\_\_\_\_\_. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 68, p. 45-57, ago. 2005.

VIEIRA, L.S. **Manual de morfologia e classificação de solos**. 2 ed. São Paulo: Editora Agronomica Ceres, 1983. 313p.

VOGEL, H.F.; ZAWADZKI, C.H.; METRI, R. Florestas ripárias: importância e principais ameaças. **Revista Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 4, n. 1, p. 24-30, jan./jun. 2009.

WALKER, R. The scale of forest transition: Amazonia and the Atlantic forest of Brazil. **Applied Geography**, Oxford, v. 32, p. 12-20, 2012.

ZHANG, W.; RICKETTS, T.H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S.M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 64, p. 253-260, Mar. 2007.

### 3 INFLUÊNCIA DE REMANESCENTES FLORESTAIS NOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

#### Resumo

A qualidade da água nos riachos é um reflexo da sua bacia de drenagem, onde algumas características são resultantes da sua geologia, pedologia, regime climático e outras referentes à cobertura e manejo do solo. Desse modo, o objetivo do trabalho é estabelecer a relação entre florestas com diferentes históricos e a composição físico-química da água na bacia hidrográfica. O estudo foi conduzido em sete microbacias, de primeira a segunda ordem. Foram analisadas a estrutura e dinâmica da paisagem (área, declividade, uso do solo, idade do fragmento florestal, geologia, solos, índices Q e FCCP) por meio de mapas de relevo, geologia, solos e uso do solo dos anos de 1962, 1978, 1995, 2000 e 2008, através do software ArcGIS 9.3 e sua extensão LUCAT. Amostras de água foram coletadas quinzenalmente por um período de um ano (abril de 2011 a abril de 2012) para a análise das seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura, concentração de carbono orgânico e inorgânico dissolvido, nitrogênio total, amônio, nitrato e material particulado em suspensão. As microbacias foram comparadas duas a duas para responder as questões através do teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney. A cana-de-açúcar promove o aumento de nitrogênio no riacho, enquanto a pastagem apresenta maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido. A floresta ripária é essencial para a manutenção do ecossistema aquático. As florestas estão contribuindo para o aumento na concentração de alguns nutrientes na água.

Palavras-chave: Nitrogênio; Carbono; Rios; Mata ciliar

#### Abstract

The water quality in the stream is a reflection of its drainage basin, where some features are a result of its geology and other related to the landscape and the land use. Thus, the objective of the study is to establish a relationship between different fragments dynamics and the water physico-chemical composition of the watershed. The study was conducted in seven watersheds. Were analyzed the structure and dynamics of the landscape (area, slope, land use, forest fragment age, geology, soils, Q and FCCP indexes) through relief, geology, soil, and land use maps for the years 1962, 1978, 1995, 2000 and 2008 through the software ArcGIS 9.3 and its extension LUCAT. And water samples were collected biweekly for a period of one year (April 2011 to April 2012) for the analysis of the following variables: pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, temperature, concentration of inorganic and organic dissolved carbon, total nitrogen, ammonium, nitrate and suspension particulate matter. The watersheds were compared in pairs to answer these questions through the nonparametric Wilcoxon-Mann-Whitney test. The sugar cane promotes the increase of nitrogen in the stream, while the pasture has higher concentration of dissolved organic carbon. The riparian forest is essential to the

maintenance of the aquatic ecosystem. The forests are contributing to the increase in the concentration of some nutrients in the water.

Keywords: Nitrogen; Carbon; River; Riparian forest

### 3.1 Introdução

A qualidade da água nos rios é reflexo da sua bacia de drenagem. Em sistemas naturais a composição química da água está relacionada primeiramente com a geologia, em seguida, com a temperatura, precipitação, deposição atmosférica, vegetação e topografia (OLSON; HAWKINS, 2012). Há diversos trabalhos que demonstram a influência desses fatores na química dos rios (NEWTON; WEINTRAUB; APRIL, 1987; CAMERON et al., 1995; D'ARCY; CARIGNAN, 1997; TÓTH, 1999; McKEE et al., 2001; LITTLE et al., 2008; ZHU et al., 2012). Entretanto mudanças na ocupação e cobertura do solo acarretam modificações na composição físico-química da água. A prática de agricultura intensiva aumenta a erosão e o carreamento de sedimentos, e a perda de nutrientes e produtos químicos agrícolas para o lençol freático, riachos e rios (FOLEY et al., 2005).

Desse modo, os riachos têm a qualidade das suas águas influenciada tanto por fatores intrínsecos (naturais) como pelo uso do solo (antrópicos) das bacias hidrográficas (JARVIE et al., 1997; JOHNSON et al., 1997; STOATE et al., 2001). Neal et al. (2006) observaram que a concentração de Ca e a alcalinidade eram determinadas pela geologia enquanto a concentração de Na, Cl, fósforo solúvel e nitrato, eram consequência do uso do solo. Muitos estudos fazem uso da análise química da água para avaliar o impacto da atividade antrópica. Mudanças no uso do solo afetam, consideravelmente, a exportação de carbono, por alterarem a hidrologia da bacia, os processos físico-químicos do solo, a produção primária de carbono orgânico e a morfologia do canal de drenagem (HOPE; BILLET; CRESSER, 1994). Nas regiões temperadas, o aumento do nitrogênio (N) é promovido pela utilização de fertilizantes e combustíveis fósseis (HOWARTH et al., 2002), e se torna evidente devido à limitação desse nutriente no ambiente (HEDIN et al., 2009). Na região tropical a fixação biológica natural é a principal fonte de N, entretanto nos últimos anos, a quantidade de N adicionado ao ambiente proveniente de fontes antrópicas tem sido praticamente equivalente (FILOSO et al., 2006).

As alternativas de redução de impactos compreendem a redução do uso de insumos químicos, delimitação de faixas de vegetação ao redor de áreas promotoras de poluição difusa e a implementação de faixas de vegetação ripária ao longo dos rios (NENG-WANG et al., 2007). As faixas de vegetação ripária podem atuar como zona tampão e diminuir a quantidade de nutrientes carregados para dentro dos corpos d'água (TOMER et al., 2009; VOGEL; ZAWADZKI; METRI, 2009; UDAWATTA; GARRETT; KALLENBACH, 2010), além de promoverem diversos outros serviços ecossistêmicos (CALDER, 2002). No entanto, a condição da vegetação ripária pode ser determinante para o oferecimento destes serviços, sendo que esta relação precisa ser melhor compreendida.

O objetivo desse trabalho é avaliar o papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água de riachos inseridos em matrizes agrícolas. Como objetivos específicos pode-se citar:

- Comparar a composição química da água em microbacias com diferentes coberturas de uso do solo;
- Avaliar a influência dos fragmentos florestais na composição química da água.

## **3.2 Material e Métodos**

### **3.2.1 Área de estudo**

A descrição da área de estudo: bacia do rio Corumbataí, encontra-se no capítulo 2 (item 2.2.1 área de estudo), junto à metodologia de seleção das seis unidades de estudo (item 2.2.2 delineamento amostral).

### **3.2.2 Microbacias de estudo**

A delimitação das unidades amostrais (microbacias) iniciou-se com a confecção do modelo digital do terreno (MDT) das seis unidades de estudo, obtido por meio da digitalização da rede hidrográfica e da topografia (curvas de nível e pontos de elevação) das cartas planialtimétricas do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo – Secretaria de Economia e Planejamento, do Governo do Estado de São Paulo de 1979, na escala 1:10.000, através do software ArcGIS 9.3 (descritos no item 2.2.3.2).

A partir do MDT, cada unidade de estudo foi subdividida em microbacias, por meio do software SWAT 2000 (DI LUZIO, 2002), ferramenta desenvolvida pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, amplamente utilizado em estudos científicos (GASSMAN et al., 2007). Além de delimitar as bacias hidrográficas o SWAT calcula diversos parâmetros para cada microbacia como sua área, declividade, largura e profundidade do afluente, altitude mínima e máxima da bacia.

Foram geradas 115 microbacias, sendo 58 referentes à unidade de estudo de matriz de pastagem e 57 de matriz de cana-de-açúcar (Figura 3.1). Para a geração das bacias estabeleceu-se área mínima de 30 ha, variando de 30,55 a 223,39 ha, com média de 70,51 ha. A declividade das microbacias variou de 1,7% a 25,3%, com média de 12%.

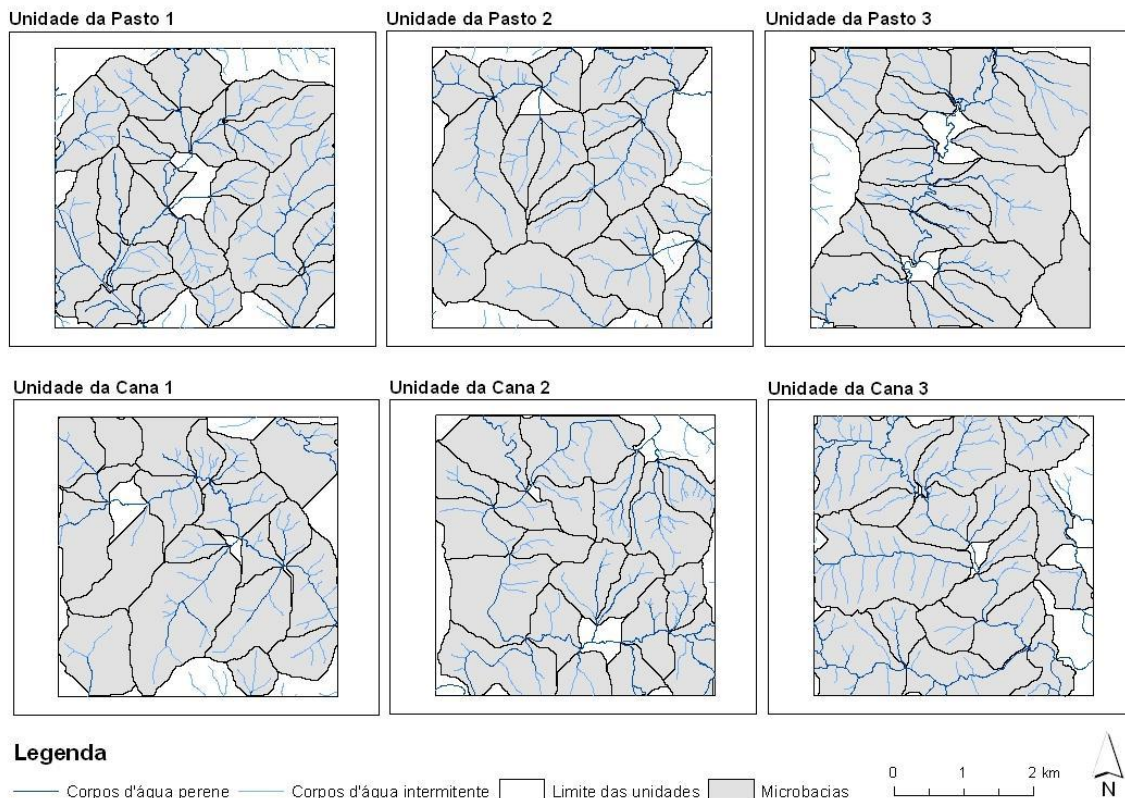


Figura 3.1 - Distribuição das microbacias nas unidades de estudo localizadas em matrizes de pasto e cana-de-açúcar, na bacia do rio Corumbataí, SP

Para a seleção das microbacias a serem monitoradas foi utilizado o mapeamento de uso do solo do ano de 2008 (ver cap. 2, item 2.2.3.1) buscando-se microbacias pareadas com corpos d'água perenes. Foram excluídas microbacias com usos do solo compostos por área urbana e citricultura, priorizando bacias com

pouca diversidade de uso e de primeira ordem, já que estas apresentam mais diretamente os efeitos da paisagem na qualidade da água (THOMAS et al. 2004). Após verificação em campo, foram selecionadas sete microbacias (Figura 3.2). As microbacias de estudo apresentam uso do solo predominantemente (mais de 60%) de cana-de-açúcar ou pastagem no mapa de uso de 2008 (Tabela 3.1).

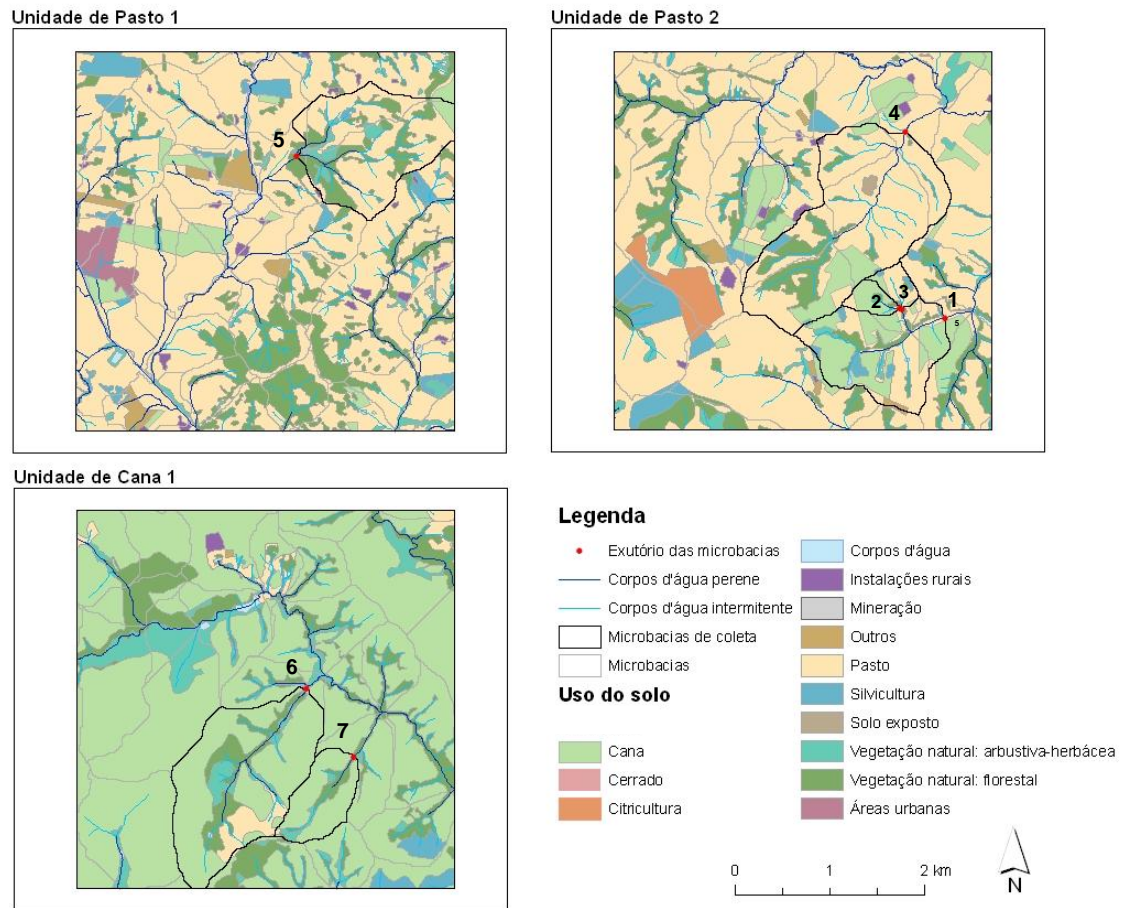


Figura 3.2 - Localização das microbacias selecionadas para monitoramento, na bacia do rio Corumbataí - SP

Tabela 3.1 - Descrição do uso do solo das microbacias selecionadas da bacia do rio Corumbataí - SP

Microbacia	Uso do solo em 2008 (%)			
	Cana-de-açúcar	Pasto	Vegetação natural: florestal	Outros
1	44,69	38,47	9,05	7,79
2	75,09	13,99	10,92	0,00
3	15,18	67,85	7,16	9,81
4	10,42	71,40	15,89	2,29
5	2,74	63,44	26,38	7,43
6	68,08	9,16	15,69	7,06
7	78,11	0,79	14,52	6,58



### 3.2.3 Caracterização da paisagem

O tamanho e a declividade média (%) das microbacias foram obtidos diretamente pelo cálculo realizado no modelo SWAT. Para cada microbacia foi extraído o tipo de solo predominante (ver item 2.2.3.3), onde seis microbacias estão presentes em argissolos vermelho-amarelo (Figura 3.3), e a textura no horizonte A, teor médio de argila, silte e areia das manchas de solo presentes nas microbacias.

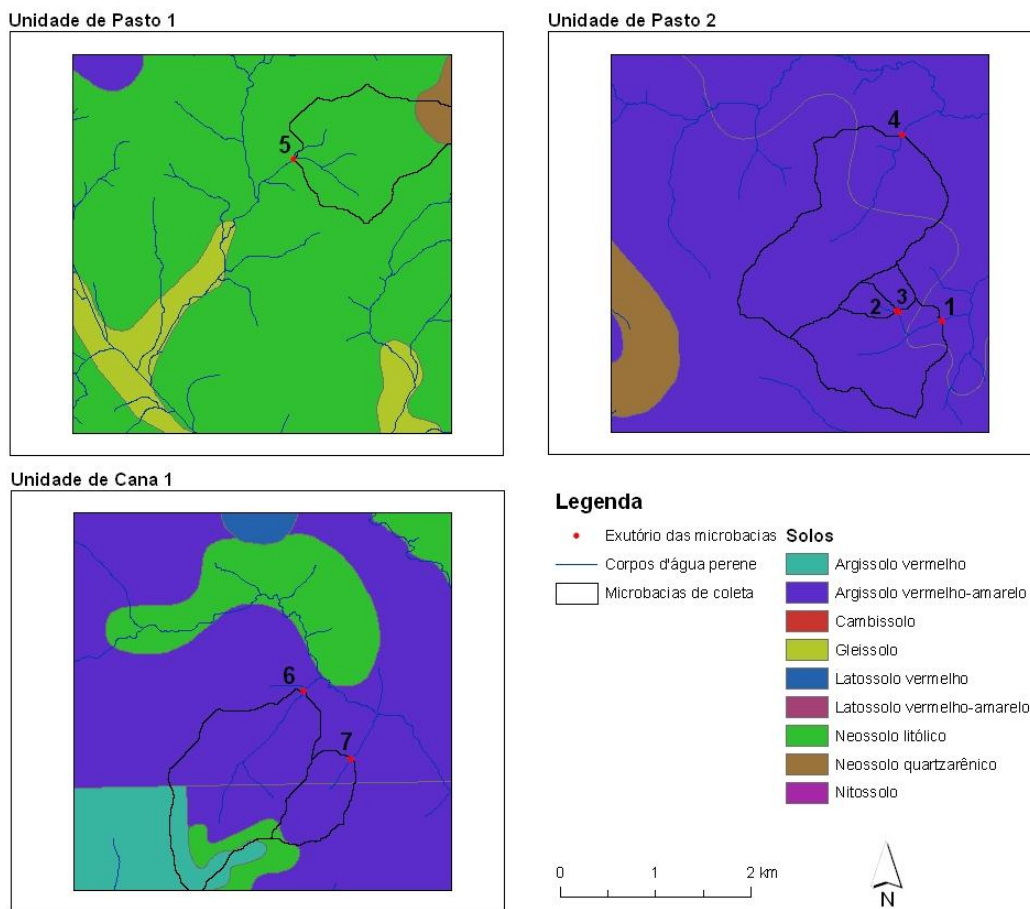


Figura 3.3 - Solos presentes nas microbacias selecionadas na bacia do rio Corumbataí - SP

O mapa geológico da bacia do rio Corumbataí foi obtido do Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo, realizado pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, na escala 1:500.000. As formações geológicas presentes nas microbacias são: a Formação Corumbataí (siltitos e argilitos), Formação Pirambóia (arenitos, siltitos, folhelhos, lamitos e conglomerados), Formação Itararé (arenitos, siltitos, arcósios, diamictitos, vavitos e tilitos), Formação Tatuí (siltitos, argilitos, arenitos e calcários) e Formação Irati

(folhelhos e intercalações de calcário dolomítico), todas compostas por rochas sedimentares (OLIVEIRA; BRITO, 1998; ROCHA, 2005; CEAPLA, 2012).

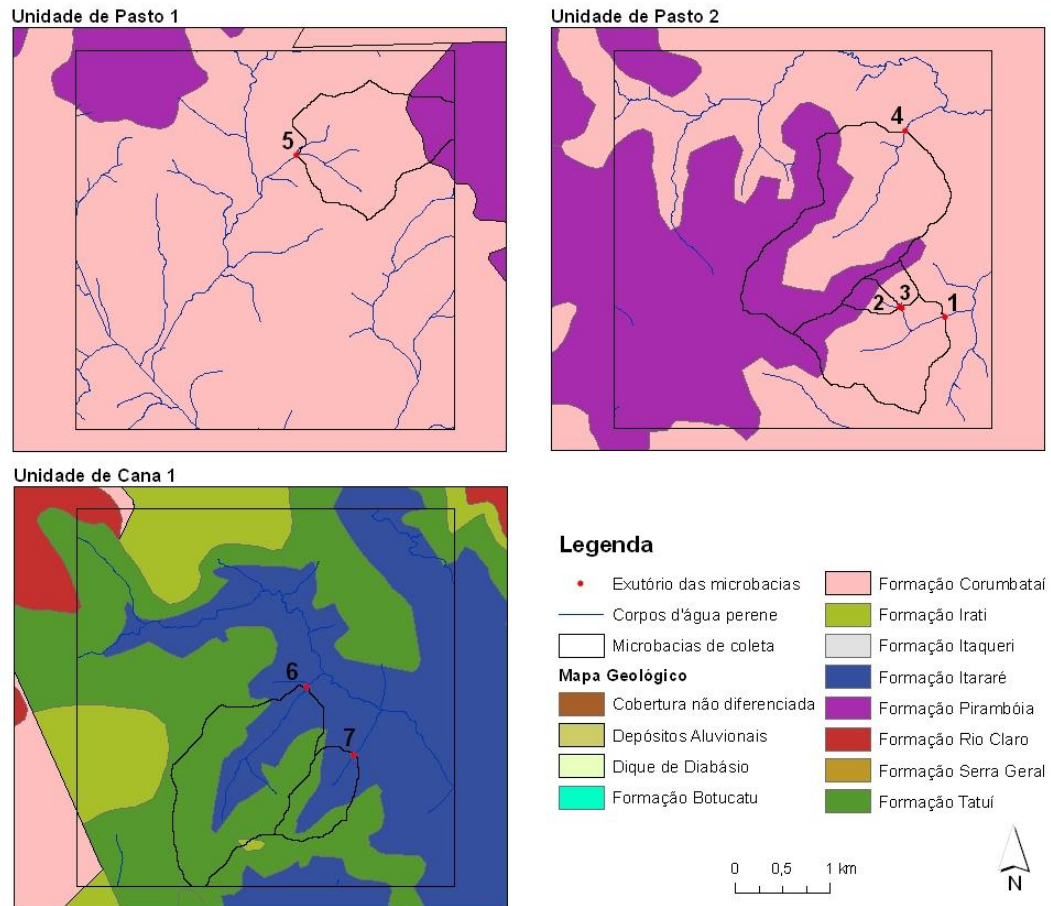


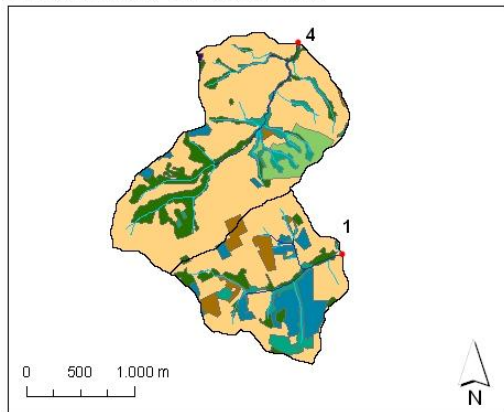
Figura 3.4 - Mapa geológico das microbacias selecionadas na bacia do rio Corumbataí - SP

As porcentagens de uso do solo para 2008 (PLAND) foram calculadas por meio do LUCAT, assim como os índices FCCP e Q, foram calculados para cada microbacia, baseados nos mapeamentos de uso e ocupação do solo dos anos de 1962, 1978, 1995, 2000 e 2008 (ver item 2.2.3.4). A mudança do uso do solo do ano de 1962 para o ano de 2008 pode ser observado na figura 3.5 (A e B).

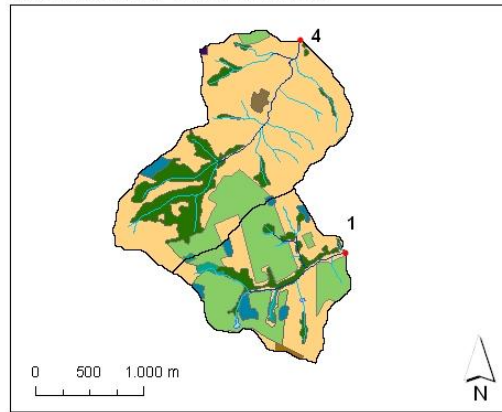
A idade média dos fragmentos florestais presentes em cada microbacia foi obtida através do cruzamento dos polígonos de vegetação florestal presentes nos mapas de uso do solo dos diferentes anos (ver item 2.2.3.4).

O potencial de prestação de serviços relacionados à proteção dos recursos hídricos também foi calculado para as microbacias, através do potencial médio dos quadrantes ocupados por floresta presentes em cada microbacia (item 2.2.3.5).

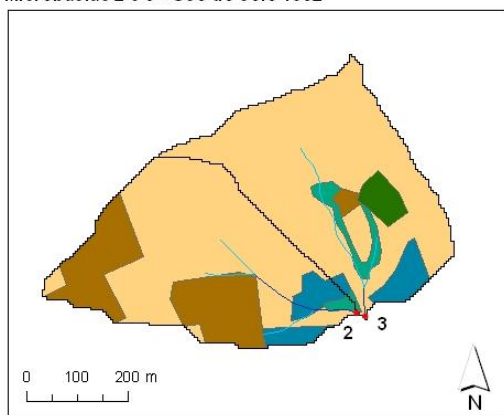
Microbacias 1 e 4 - Uso do solo 1962



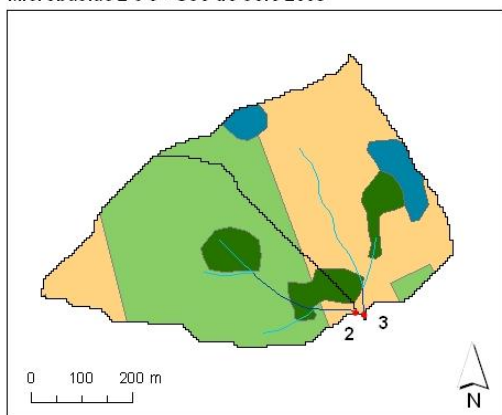
Microbacias 1 e 4 - Uso do solo 2008



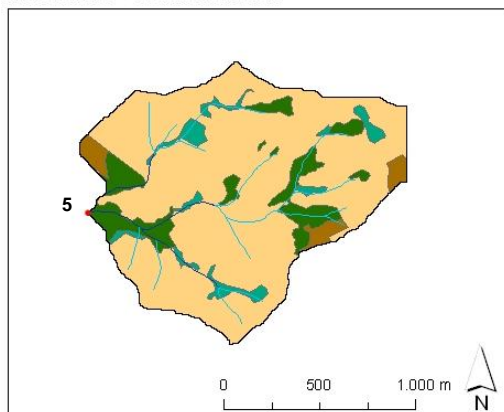
Microbacias 2 e 3 - Uso do solo 1962



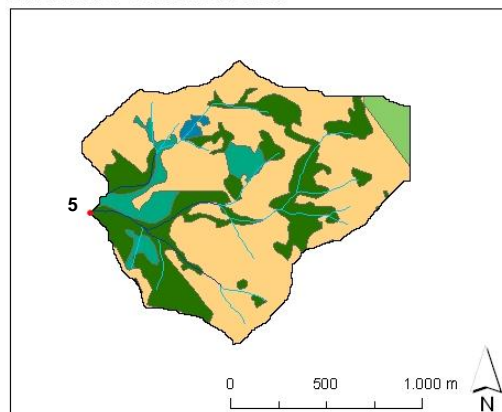
Microbacias 2 e 3 - Uso do solo 2008



Microbacia 5 - Uso do solo 1962



Microbacia 5 - Uso do solo 2008



### Legenda

• Exutório da microbacia	<b>Uso do solo</b>	Corpos d'água	Silvicultura
— Corpos d'água perene	Canas	Instalações rurais	Solo exposto
— Corpos d'água intermitente	Cerrado	Mineração	Vegetação natural: arbustiva-herbácea
□ Limite da microbacia	Citricultura	Outros	Vegetação natural: florestal
	Pasto		Áreas urbanas

Figura 3.5 A - Uso do solo para as microbacias 1, 2, 3, 4 e 5 para os anos de 1962 e 2008

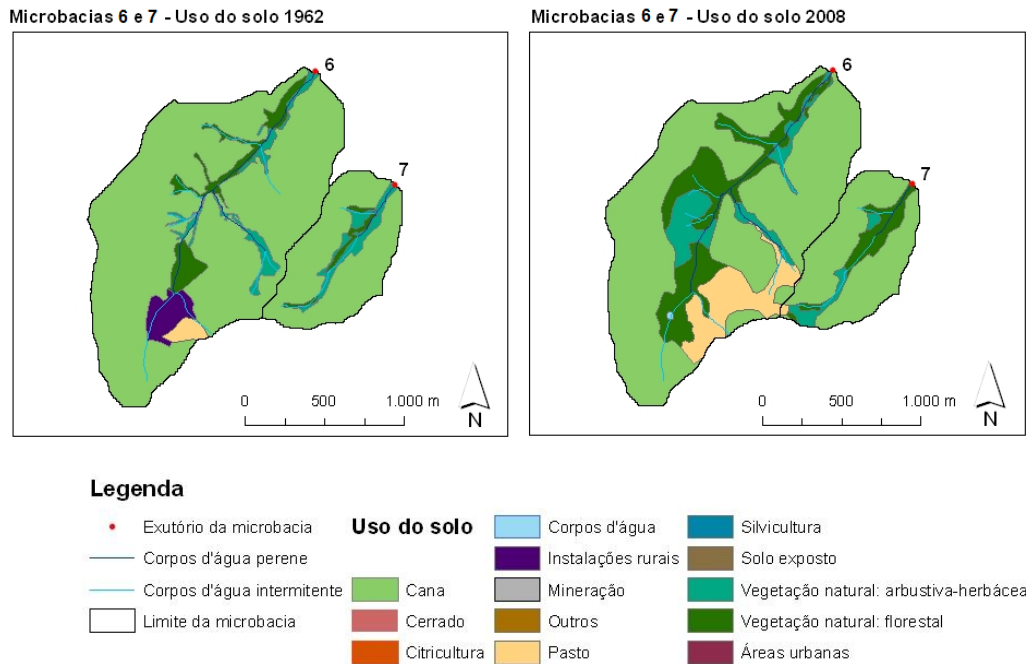


Figura 3.5 B - Uso do solo para as microbasias 6 e 7 para os anos de 1962 e 2008

### 3.2.4 Caracterização físico-química da água

#### 3.2.4.1 Métodos amostrais e analíticos

As coletas de água foram realizadas duas vezes por mês nas sete microbasias selecionadas visando o monitoramento e acompanhamento das mesmas ao longo do ano, totalizando 24 coletas, de abril de 2011 a abril de 2012.

Os pontos de amostragem localizavam-se no exutório dessas bacias. A localização desses pontos no campo, foi realizada através de um computador de mão com GPS acoplado e sistema de informação geográfica portátil ArcPad 7.0. Em cada microbacia, as amostras de água foram coletadas na superfície, no meio do canal utilizando uma garrafa de polietileno de alta densidade tipo “Niskin” de 1 litro.

#### a) Parâmetros físicos

Em campo, foram feitas as medições da concentração de oxigênio dissolvido (OD), em % e  $\text{mg.L}^{-1}$ , e temperatura, com um medidor YSI model 58, e anotado o horário de coleta. Em laboratório no mesmo dia foi realizada a determinação do pH, através de um pHmetro portátil Orion 3 Star, e da condutividade elétrica (CE), com um condutivímetro Orion model 250A.

O material particulado em suspensão (MPS) foi determinado através de gravimetria, correspondendo à carga sólida em suspensão (silte, argila, matéria orgânica, microrganismos e partículas inorgânicas) (FEITOSA et al., 2008). Para isso, foi realizada a filtração de parte da amostra (entre 60 e 900 mL) em membrana de acetato de celulose (0,45  $\mu\text{m}$ ), o material retido na membrana foi determinado através de diferença entre o peso seco da membrana antes e depois do processo. A massa de sedimento junto ao volume filtrado, permitiu a determinação da quantidade de sedimento na amostra em  $\text{mg.L}^{-1}$ .

## **b) Parâmetros químicos**

Foram realizadas análises para a determinação das concentrações de carbono e nitrogênio. Para a análise de carbono orgânico dissolvido (COD) alíquotas das amostras, aproximadamente 30 mL, foram filtradas em membranas de fibra de vidro pré-calcinados, a 500°C por 5 horas, e preservadas com  $\text{HgCl}_2$ ; e para a análise de carbono inorgânico dissolvido (CID), aproximadamente 60 mL, foram filtrados em membranas de acetato de celulose e preservados com thymol (KRUSCHE et. al, 2005; ANDRADE et al., 2011; SALOMÃO et. al, 2008). As concentrações de COD e CID foram determinadas através do instrumento Total Organic Carbon Analyzer - TOC 5000A, Shimadzu.

Para a análise de nitrogênio total (NT), nitrato e amônio, alíquotas das amostras foram separadas, aproximadamente 60 mL, para filtração em membrana de acetato de celulose e, em seguida, preservação com  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . A concentração de NT foi determinada através de infravermelho, no instrumento da Shimadzu TOC - Vcsh - TNM - 1 total nitrogen measuring unit. O nitrogênio total é composto pelo nitrogênio orgânico e o nitrogênio inorgânico (amônia, nitrato e nitrito). As concentrações de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) e amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) foram determinadas através do sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA – Flow Injection Analysis) (SALEMI, 2009), onde a partir da utilização de soluções padrão, com concentração conhecida, determina-se a concentração da amostra.

A tabela 3.2 apresenta as variáveis relacionadas à água do estudo.

Tabela 3.2 - Variáveis utilizadas para a caracterização físico-química da água nas microbacias analisadas no presente estudo

Variável	Sigla	Unidade
Oxigênio dissolvido	OD	mg.L <sup>-1</sup>
Temperatura	T	°C
pH	pH	---
Condutividade elétrica	CE	µS.cm <sup>-1</sup>
Carbono orgânico dissolvido	COD	mg.L <sup>-1</sup>
Carbono inorgânico dissolvido	CID	µM
Nitrogênio	NT	mg.L <sup>-1</sup>
Amônio	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	µM
Nitrato	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	µM
Material particulado em suspensão	MPS	mg.L <sup>-1</sup>

### 3.2.5 Precipitação

Os dados de precipitação, do município de Rio Claro, para o período de monitoramento, de abril de 2011 a abril de 2012, foram obtidos do banco de dados do Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA), do Instituto de Geociências e Ciências Exatas (IGCE), da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) Campus de Rio Claro (Figura 3.6). Para a definição das estações foi estabelecido um valor mensal de precipitação como nota de corte, onde a estação seca corresponde aos meses que tiveram precipitação total inferior a 50 mm, período observado de maio a setembro, e a estação chuvosa, aos meses com precipitação superior a 50 mm, correspondente ao período de outubro a abril.

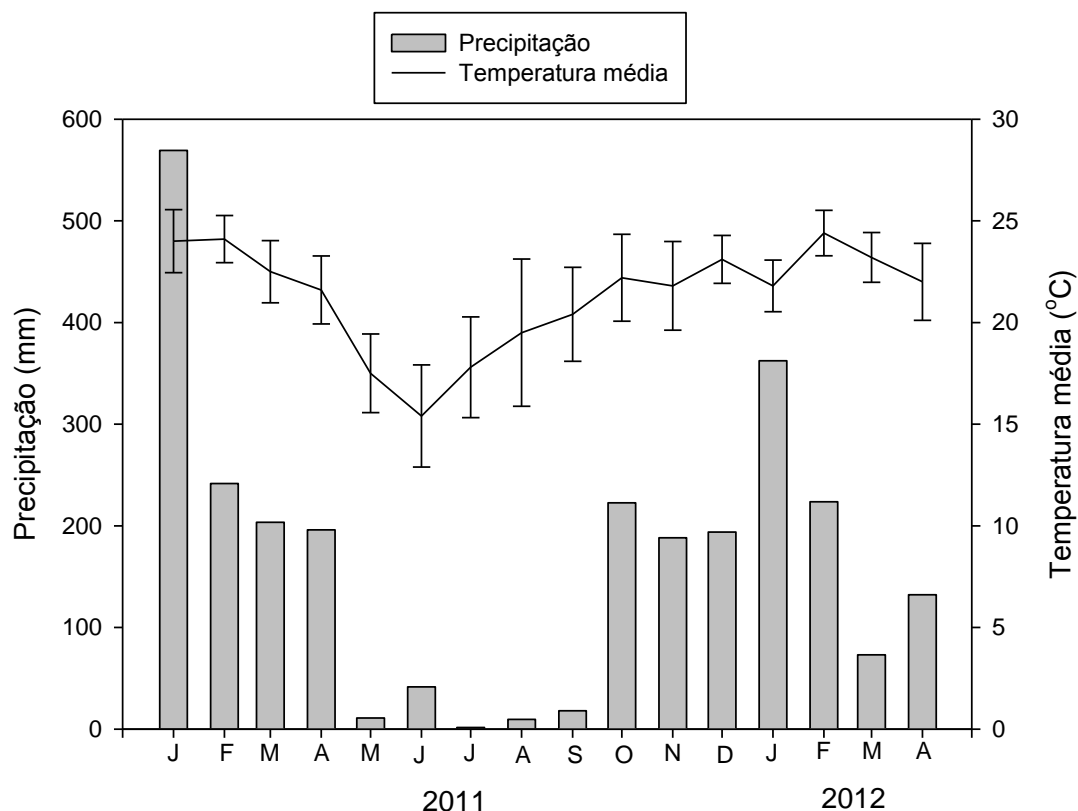


Figura 3.6 - Representação dos dados de precipitação e temperatura para o período de estudo, abril de 2011 a abril de 2012, do município de Rio Claro (CEAPLA), presente na região central da bacia do rio Corumbataí – SP

### 3.2.6 Análise estatística

A análise da composição físico-química da água nas microbacias foi precedida pelo teste de Shapiro-Wilk, para verificação da normalidade dos dados. Todas as variáveis apresentaram distribuição não normal. A correlação de Spearman foi utilizada para verificar relações entre as variáveis físico-químicas da água (OD, temp., pH, CE, COD, CID, NT,  $N-NO_3^-$ ,  $N-NH_4^+$  e MPS). A existência de diferenças nas médias das variáveis de água entre as microbacias de estudo foi verificada através do teste não-paramétrico Wilcoxon-Mann-Whitney. Esse teste foi realizado para verificar diferenças entre todas as microbacias e entre as microbacias 6 e 7 e as microbacias 4 e 5 foram para verificar o efeito da vegetação florestal, com diferentes históricos, e as microbacias 2 e 3, e 1 e 4 para verificar diferenças entre o uso do solo predominante, pasto e cana-de-açúcar. A análise estatística foi efetuada com o software SigmaPlot (versão 11.0), para  $\alpha = 0,05$ .

### 3.3 Resultados

#### 3.3.1 Caracterização física e histórica da paisagem

As variáveis da paisagem para as sete microbacias do estudo são apresentadas na tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Variáveis da paisagem para as microbacias (MB) de estudo da bacia do rio Corumbataí

MB	Uso do solo	Área (ha)	Declividade (%)	Solo	Vegetação Florestal				
					PLAND (%)	Q (%.ano <sup>-1</sup> )	FCCP	Idade média (anos)	Potencial de Serviços Ecosistêmicos
1	Cana	149,8	13,3	PV	9,0	0,001	-0,035	23	4
2	Cana	13,7	12,7	PV	10,9	0,000	-0,166	14	4
3	Pasto	13,5	12,7	PV	7,2	0,011	-0,085	12	3
4	Pasto	260,4	14,3	PV	15,9	0,003	0,031	32	5
5	Pasto	157,2	15,4	Li	26,4	0,018	0,035	25	5
6	Cana	207,9	11,4	PV	15,7	0,022	0,032	21	5
7	Cana	53,9	12,9	PV	14,5	0,026	0,056	10	4

As declividades das microbacias variaram de 11% a 15%, de modo que todas pertencem à mesma classe de declividade, correspondente a relevo ondulado (EMBRAPA, 1979). A classe de solo predominante nas microbacias foi o argissolo vermelho-amarelo, com exceção da microbacia 5 que apresentou predomínio do neossolo litólico. Entretanto a microbacia 5 não diferiu das demais em relação a classe de textura do solo (Tabela 3.4), em que todos os solos, com exceção do solo na microbacia 6, apresentaram teores de areia superior a 70%, sendo considerados de textura arenosa (BRADY, 1983). A microbacia 6 apresentou teor de areia e argila inferiores a 70% e 35%, respectivamente, sendo considerado de textura média.

Tabela 3.4 - Textura do solo e formação geológica presente nas microbacias de estudo da bacia do rio Corumbataí - SP

Microbacia	Classe de Solo	Teor (%)			Geologia
		Argila	Silte	Areia	
1	PV	13,2	1,7	85,1	Formação Corumbataí e Formação Pirambóia
2	PV	11,0	1,0	88,0	Formação Corumbataí e Formação Pirambóia
3	PV	11,0	1,0	88,0	Formação Corumbataí e Formação Pirambóia
4	PV	17,9	3,2	78,9	Formação Corumbataí e Formação Pirambóia
5	Li	18,7	5,4	75,9	Formação Corumbataí e Formação Pirambóia
6	PV	31,3	9,1	59,6	Formação Itararé, Formação Tatuí e Formação Irati
7	PV	20,4	7,6	72,1	Formação Itararé e Formação Tatuí



As microbacias 1 a 5 estão presentes na mesma Formação geológica, com predomínio da Formação Corumbataí e presença da Formação Pirambóia na cabeceira. As microbacias 6 e 7 apresentam a Formação Itararé próxima ao seu leito e presença da Formação Tatuí nas cabeceiras. A microbacia 6 também apresenta uma mancha da Formação Irati (Figura 3.4).

O índice Q foi positivo para todas as bacias, o que indica que houve um processo de regeneração na área durante o período de estudo, entretanto para as microbacias 1, 2 e 4, essa mudança foi praticamente nula, ou seja, a vegetação apenas se manteve ao longo dos anos. As bacias 7, 6, 5 e 3, respectivamente, apresentaram os maiores incrementos na área quanto à cobertura florestal de 1962 a 2008. O FCCP apresentou valores baixos para todas as microbacias em função da magnitude das mudanças serem pequenas, entretanto os valores negativos nas microbacias 1, 2 e 3 revelaram regeneração mais antiga em comparação às demais, microbacias 4, 5, 6 e 7, que apresentaram valores positivos.

A idade média dos fragmentos florestais presentes na bacia variou de 10 a 32 anos e o potencial de prestação de serviços de proteção dos recursos hídricos de 3 a 5. O potencial varia de 1 a 9, onde potenciais inferiores a seis tendem a apresentar déficit de prestação de serviços.

### **3.3.2 Composição físico-química da água**

Os valores médios das variáveis físico-químicas da água para a estação seca e chuvosa para as sete microbacias são apresentados na tabela 3.5.

Houve correlação positiva, alta ( $\rho = 0,75$ ) e significativa ( $P < 0,01$ ) entre a variável de condutividade elétrica (CE) e CID quando analisadas em conjunto todas as microbacias. A CE também está correlacionada com o pH ( $\rho = 0,47$ ) e o NT ( $\rho = 0,51$ ). Em relação a CE a microbacia 5 foi significativamente diferente de todas as outras, apresentando valores superiores, assim como a microbacia 7, porém essa com valores menores que as demais.

As variáveis de concentração de oxigênio dissolvido (OD) e carbono orgânico dissolvido (COD) apresentaram correlação negativa ( $\rho = -0,44$ ) e altamente significativa ( $P < 0,01$ ) para as microbacias, onde o aumento de COD promoveu a redução do OD.

Tabela 3.5 - Valores das médias e desvio padrão para as variáveis físico-químicas da água nas duas estações do ano para as sete microbacias de estudo presentes na bacia do rio Corumbataí – SP

MB	Estação	pH	CE ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Temp. ( $^{\circ}\text{C}$ )	MPS ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
1 (cana)	chuva	6,6 $\pm$ 0,4	90,6 $\pm$ 18,0	4,2 $\pm$ 1,1	22,0 $\pm$ 1,1	9,9 $\pm$ 14,6
	seca	7,2 $\pm$ 0,2	97,9 $\pm$ 9,1	7,9 $\pm$ 1,3	16,8 $\pm$ 2,6	1,2 $\pm$ 0,9
2 (cana)	chuva	6,7 $\pm$ 0,2	69,8 $\pm$ 12,5	7,4 $\pm$ 0,9	21,8 $\pm$ 0,8	27,0 $\pm$ 47,6
	seca	6,9 $\pm$ 0,2	71,5 $\pm$ 5,0	7,4 $\pm$ 1,0	18,4 $\pm$ 1,1	3,5 $\pm$ 4,0
3 (pasto)	chuva	7,4 $\pm$ 0,2	77,9 $\pm$ 13,9	7,8 $\pm$ 0,4	23,9 $\pm$ 2,0	2,3 $\pm$ 2,3
	seca	7,7 $\pm$ 0,1	84,6 $\pm$ 6,6	8,4 $\pm$ 1,0	20,5 $\pm$ 2,0	1,9 $\pm$ 2,1
4 (pasto)	chuva	6,4 $\pm$ 0,3	90,8 $\pm$ 26,7	1,2 $\pm$ 0,8	22,8 $\pm$ 1,4	10,9 $\pm$ 6,3
	seca	6,9 $\pm$ 0,2	91,1 $\pm$ 39,4	4,7 $\pm$ 1,7	18,3 $\pm$ 2,3	5,8 $\pm$ 5,8
5 (pasto)	chuva	7,1 $\pm$ 0,2	193,7 $\pm$ 54,3	6,6 $\pm$ 0,9	21,1 $\pm$ 1,3	17,2 $\pm$ 16,6
	seca	7,4 $\pm$ 0,1	276,7 $\pm$ 60,1	7,9 $\pm$ 1,6	17,0 $\pm$ 3,3	12,2 $\pm$ 13,6
6 (cana)	chuva	7,2 $\pm$ 0,3	113,6 $\pm$ 23,9	8,5 $\pm$ 0,3	21,1 $\pm$ 1,6	13,4 $\pm$ 14,2
	seca	7,4 $\pm$ 0,2	122,8 $\pm$ 16,0	9,3 $\pm$ 1,2	17,2 $\pm$ 3,5	5,8 $\pm$ 3,2
7 (cana)	chuva	6,5 $\pm$ 0,3	44,8 $\pm$ 10,3	6,7 $\pm$ 0,7	21,0 $\pm$ 1,0	8,8 $\pm$ 9,6
	seca	6,6 $\pm$ 0,2	35,2 $\pm$ 5,1	8,0 $\pm$ 0,8	16,8 $\pm$ 2,7	4,1 $\pm$ 4,0

MB	Estação	CID ( $\mu\text{M}$ )	COD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	NT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\mu\text{M}$ )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\mu\text{M}$ )
1 (cana)	chuva	535,2 $\pm$ 150,0	5,4 $\pm$ 3,3	0,30 $\pm$ 0,08	4,1 $\pm$ 1,9	0,8 $\pm$ 1,5
	seca	476,9 $\pm$ 153,3	2,5 $\pm$ 0,5	0,36 $\pm$ 0,12	4,3 $\pm$ 1,9	6,1 $\pm$ 3,2
2 (cana)	chuva	454,6 $\pm$ 69,6	3,0 $\pm$ 2,7	0,49 $\pm$ 0,27	5,8 $\pm$ 2,6	6,5 $\pm$ 4,5
	seca	375,6 $\pm$ 118,7	0,9 $\pm$ 0,3	0,32 $\pm$ 0,04	2,6 $\pm$ 1,6	8,1 $\pm$ 3,8
3 (pasto)	chuva	513,4 $\pm$ 87,9	4,0 $\pm$ 1,9	0,18 $\pm$ 0,05	2,8 $\pm$ 0,4	0,8 $\pm$ 0,7
	seca	436,8 $\pm$ 127,8	1,5 $\pm$ 0,5	0,18 $\pm$ 0,13	2,6 $\pm$ 1,1	2,7 $\pm$ 3,4
4 (pasto)	chuva	595,2 $\pm$ 178,9	7,3 $\pm$ 2,8	0,31 $\pm$ 0,05	2,1 $\pm$ 1,0	0,0 $\pm$ 0,0
	seca	513,1 $\pm$ 360,1	4,6 $\pm$ 1,5	0,18 $\pm$ 0,05	2,0 $\pm$ 0,7	0,3 $\pm$ 0,7
5 (pasto)	chuva	1242,4 $\pm$ 473,9	6,7 $\pm$ 2,9	0,47 $\pm$ 0,11	7,6 $\pm$ 3,2	1,7 $\pm$ 0,8
	seca	1208,6 $\pm$ 426,8	4,5 $\pm$ 0,9	0,39 $\pm$ 0,17	4,2 $\pm$ 2,4	6,7 $\pm$ 4,6
6 (cana)	chuva	653,7 $\pm$ 221,2	3,6 $\pm$ 3,2	0,55 $\pm$ 0,10	6,0 $\pm$ 2,5	7,4 $\pm$ 2,3
	seca	573,3 $\pm$ 150,2	1,9 $\pm$ 0,8	0,48 $\pm$ 0,07	3,8 $\pm$ 2,0	8,6 $\pm$ 2,4
7 (cana)	chuva	289,3 $\pm$ 94,2	3,2 $\pm$ 1,5	0,21 $\pm$ 0,08	4,1 $\pm$ 1,1	0,5 $\pm$ 0,8
	seca	198,1 $\pm$ 69,4	1,4 $\pm$ 0,6	0,12 $\pm$ 0,02	3,1 $\pm$ 1,2	1,2 $\pm$ 0,9

### 3.3.2.1 Uso predominante do solo

Ao comparar as microbacias 2 (cana-de-açúcar) e 3 (pasto) houve diferença significativa ( $P < 0,05$ ) em relação ao OD, apenas na estação seca com valores maiores para a microbacia 3 (Figura 3.7 a). A microbacia 3 apresentou valores maiores de temperatura nas duas estações onde ambas tiveram valores maiores na estação chuvosa (Figura 3.7 b). Os valores de pH também foram estatisticamente diferentes em ambas as estações, onde a microbacia 2 apresentou valores menores em relação a 3 (Figura 3.7 c). Para a CE houve diferença apenas na estação seca, com valores maiores para a microbacia 3 (Figura 3.7 d). Quanto as concentrações de COD as microbacias apresentaram valores baixos na estação seca e com maior variabilidade durante as chuvas, a microbacia 2 obteve valores maiores que a microbacia 3 (Figura 3.7 e).

A concentração de NT foi maior na microbacia 2, principalmente na estação chuvosa, onde apresentaram maior variabilidade, porém apresentam diferenças estatísticas em ambas as estações (Figura 3.8 f). As concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$  foram maiores para a microbacia 2, com diferença apenas na estação chuvosa onde apresentaram maior variabilidade (Figura 3.8 g, h). Os valores de MPS apresentaram diferença apenas na estação chuvosa onde os valores para a microbacia 2 foram significativamente maiores que os valores da microbacia 3, e com maior variabilidade (Figura 3.8 i).

Em relação às microbacias 1 (cana-de-açúcar) e 4 (pasto), não apresentaram diferenças estatísticas para as duas estações as variáveis de temperatura, condutividade elétrica, concentração de CID e MPS. A concentração de OD foi maior na microbacia 1 em ambas as estações (Figura 3.9 a). Os valores de pH foram maiores na estação seca, os valores da microbacia 1 foram superiores aos da microbacia 4, não houve diferença na estação chuvosa (Figura 3.9 b). A concentração de COD foi maior na microbacia 4 apresentando diferença significativa apenas na estação seca (Figura 3.9 c). A concentração de NT foi maior na microbacia 1, principalmente na estação seca, as microbacias não apresentaram diferenças na estação chuvosa (Figura 3.9 d). As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  foram maiores na microbacia 1 que também apresentou maior variabilidade de valores (Figura 3.9 e, f).

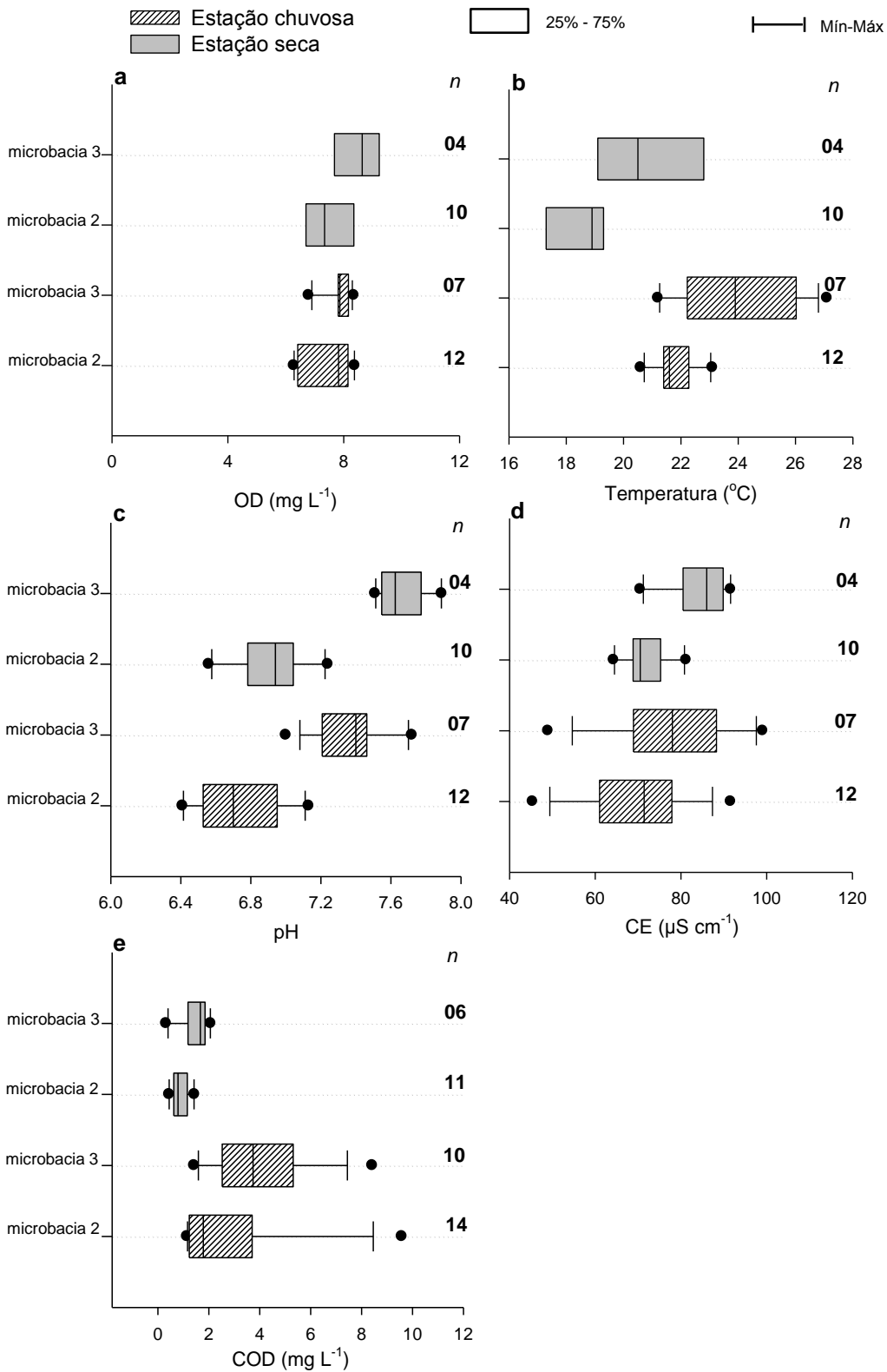


Figura 3.7 - Diagrama de extremos e quartis dos scores das variáveis de a) OD, b) Temperatura, c) pH, d) CE e e) COD nas microbacias 2 e 3, durante a estação seca e chuvosa;  $n$  = número de amostras

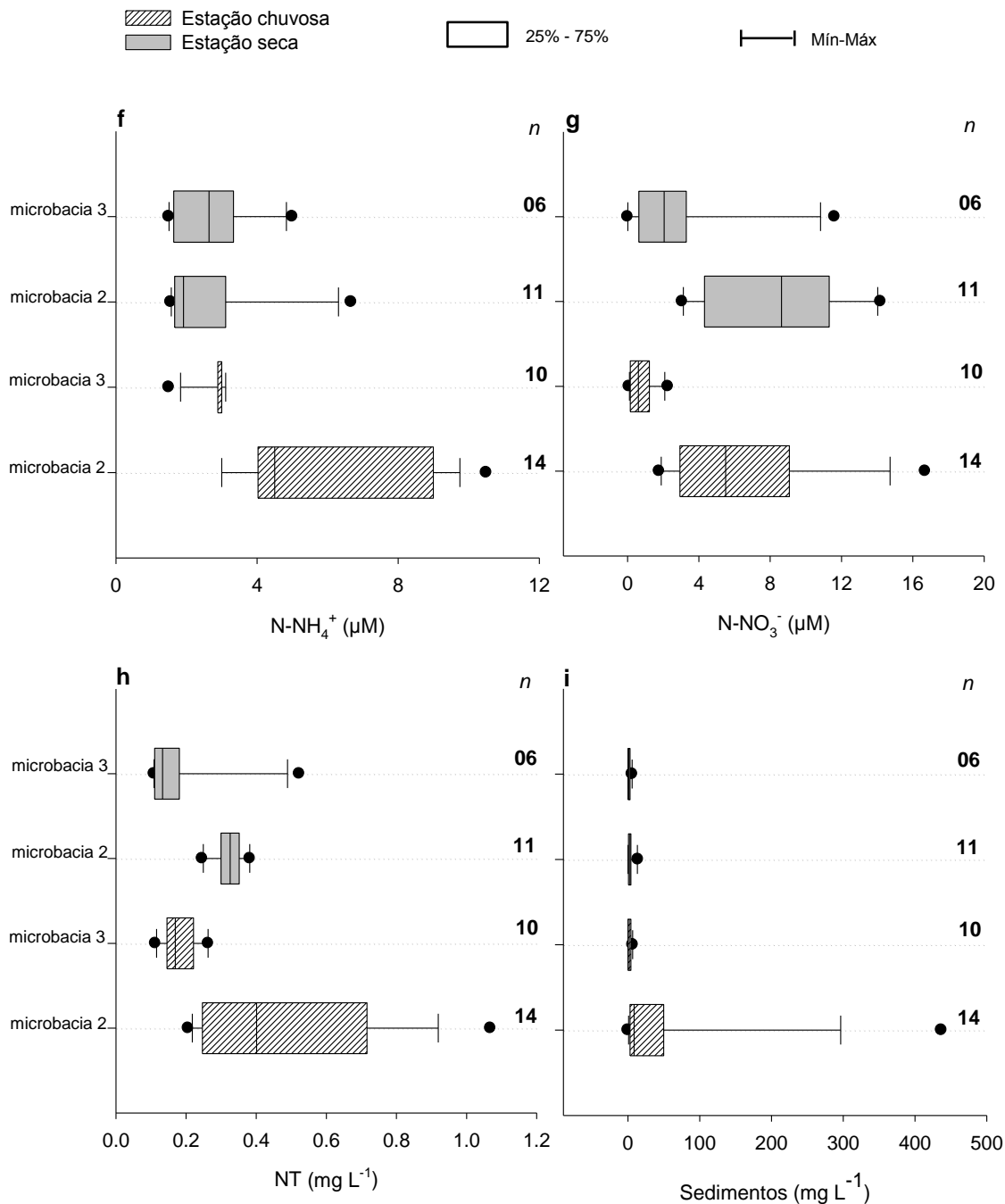


Figura 3.8 - Diagrama de extremos e quartis dos scores das variáveis de f) N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, g) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, h) NT e i) MPS nas microbasias 2 e 3, durante a estação seca e chuvosa; *n* = número de amostras

### 3.3.2.2 Vegetação florestal

Nas microbasias 4 (pasto com vegetação florestal na cabeceira) e 5 (pasto com vegetação florestal distribuída pela microbacia) os valores da concentração de CID e MPS não foram estatisticamente diferentes nas duas estações do ano. As microbasias possuem valores significativamente diferentes de OD apenas na

estação chuvosa, onde a microbacia 5 apresentou valores maiores em relação a 4, ambas apresentaram valores menores de OD quando comparadas a estação seca. A microbacia 5 apresentou menor variabilidade nos dados em relação a microbacia 4 (Figura 3.10 a). A temperatura diferiu nas microbacias, nos dois períodos estudados, onde a microbacia 4 apresentou valores maiores que a microbacia 5 (Figura 3. 10 b). Os valores de pH diferiram entre as microbacias, nas duas estações, onde a microbacia 4 apresentou maior variabilidade e valores menores em relação a microbacia 5 (Figura 3. 10 c). A CE teve diferença significativa para as microbacias apenas na estação seca, com maior variabilidade e menores valores para a microbacia 4, ambas apresentaram valores menores e com menor variabilidade na estação chuvosa (Figura 3. 10 d).

As concentrações de COD e NT são significativamente diferentes nas bacias apenas na estação chuvosa, onde a microbacia 4 apresentou valores maiores em relação a microbacia 5 para as duas variáveis (Figura 3.11 e, f). Enquanto as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  apresentaram diferenças apenas na estação seca, onde a microbacia 5 apresentou valores maiores para os dois íons (Figura 3.11 g, h).

As microbacias 6 (vegetação florestal com potencial 5 de prestação de serviços) e 7 (vegetação florestal com potencial 4) apresentaram diferença estatística em relação ao oxigênio dissolvido (OD), onde a microbacia 7 apresentou valores menores em relação a microbacia 6, para ambos os períodos, de seca e de chuva ( $P < 0,05$ ) (Figura 3.12 a). O pH também apresentou diferença entre as microbacias, nos dois períodos, a microbacia 6 apresentou valores maiores em relação a 7 e ambas apresentaram maior variação de valores na estação chuvosa (Figura 3.12 b). A microbacia 7 possui menores valores de CE que a microbacia 6, nas duas estações (Figura 3.12 c). As microbacias 6 e 7 também são significativamente diferentes quanto a concentração de CID, nos dois períodos do ano, onde a microbacia 6 apresenta valores maiores que a 7 e uma variabilidade maior na estação chuvosa (Figura 3.12 d).

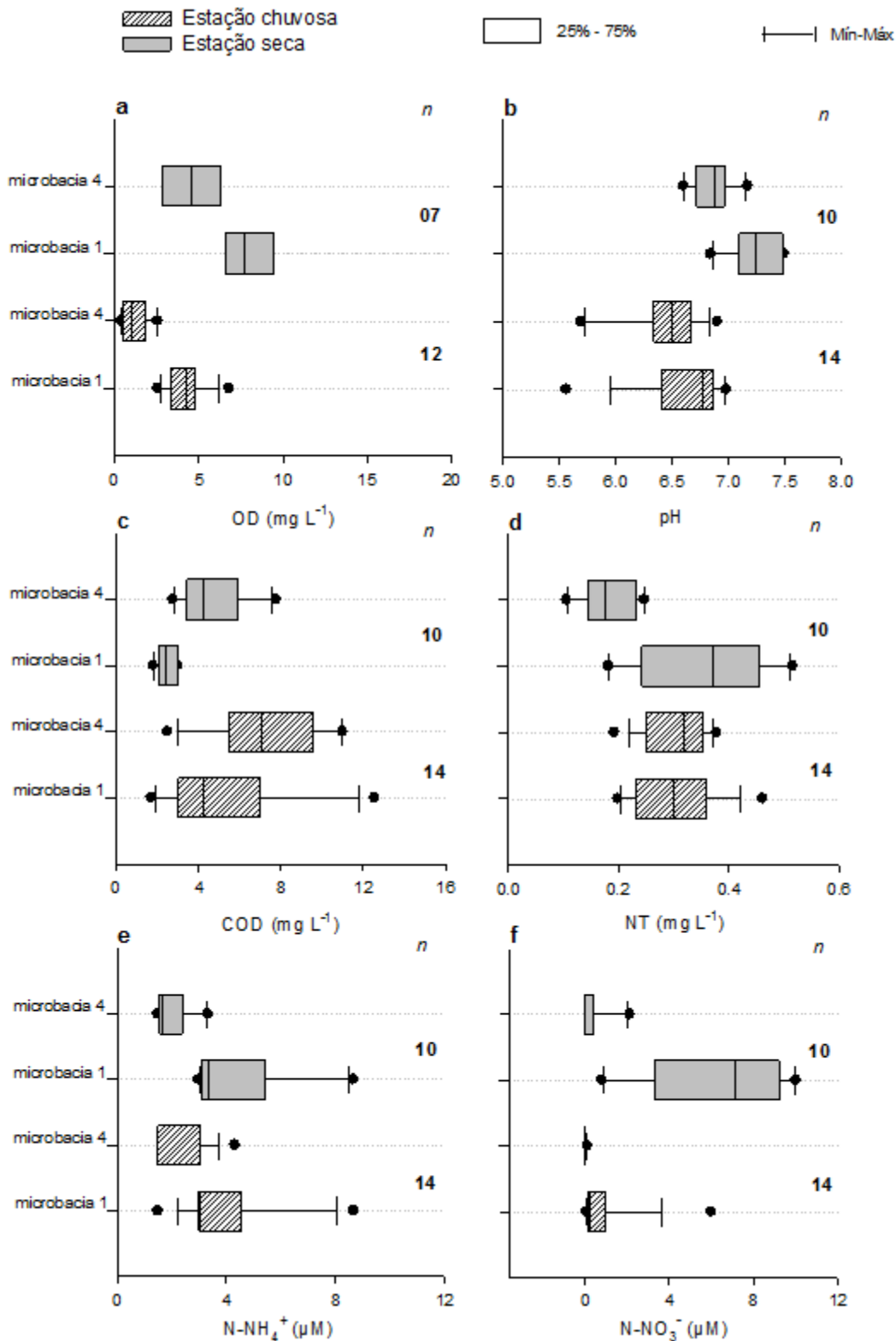


Figura 3.9 - Diagrama de extremos e quartis dos scores das variáveis de a) OD, b) pH, c) COD, d) NT, e)  $\text{N-NH}_4^+$  e f)  $\text{N-NO}_3^-$  nas microbacias 1 e 4, durante a estação seca e chuvosa;  $n$  = número de amostras

A concentração de NT diferiu entre as microbacias nas duas estações, apresentando valores menores para a microbacia 7, com pequena variabilidade no período de seca (Figura 3.13 e). Em relação ao  $\text{N-NH}_4^+$  não há diferença entre as microbacias na estação seca, entretanto há diferença significativa na estação chuvosa, onde os valores para a microbacia 6 são maiores e apresentaram maior variabilidade (Figura 3.13 f). O  $\text{N-NO}_3^-$  possui uma variabilidade e valores menores em ambas as estações para a microbacia 7 (Figura 3.13 g). As microbacias 6 e 7 não diferiram estatisticamente em relação às variáveis de temperatura, concentração de COD e de MPS, para as duas estações do ano.

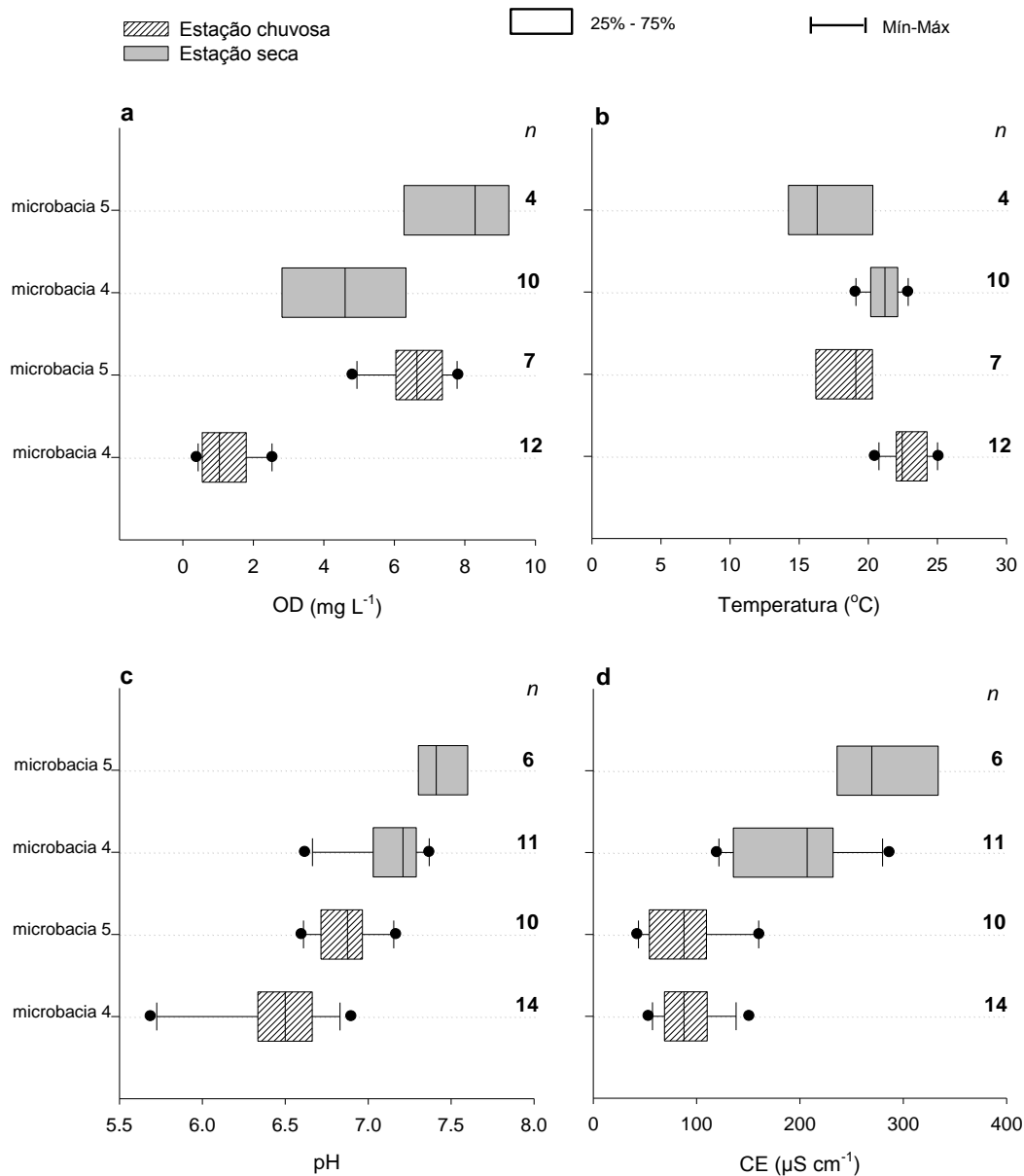


Figura 3.10 - Diagrama de extremos e quartis dos scores das variáveis de a) OD, b) Temperatura, c) pH e d) CE nas microbacias 4 e 5, durante a estação seca e chuvosa; n = número de amostras



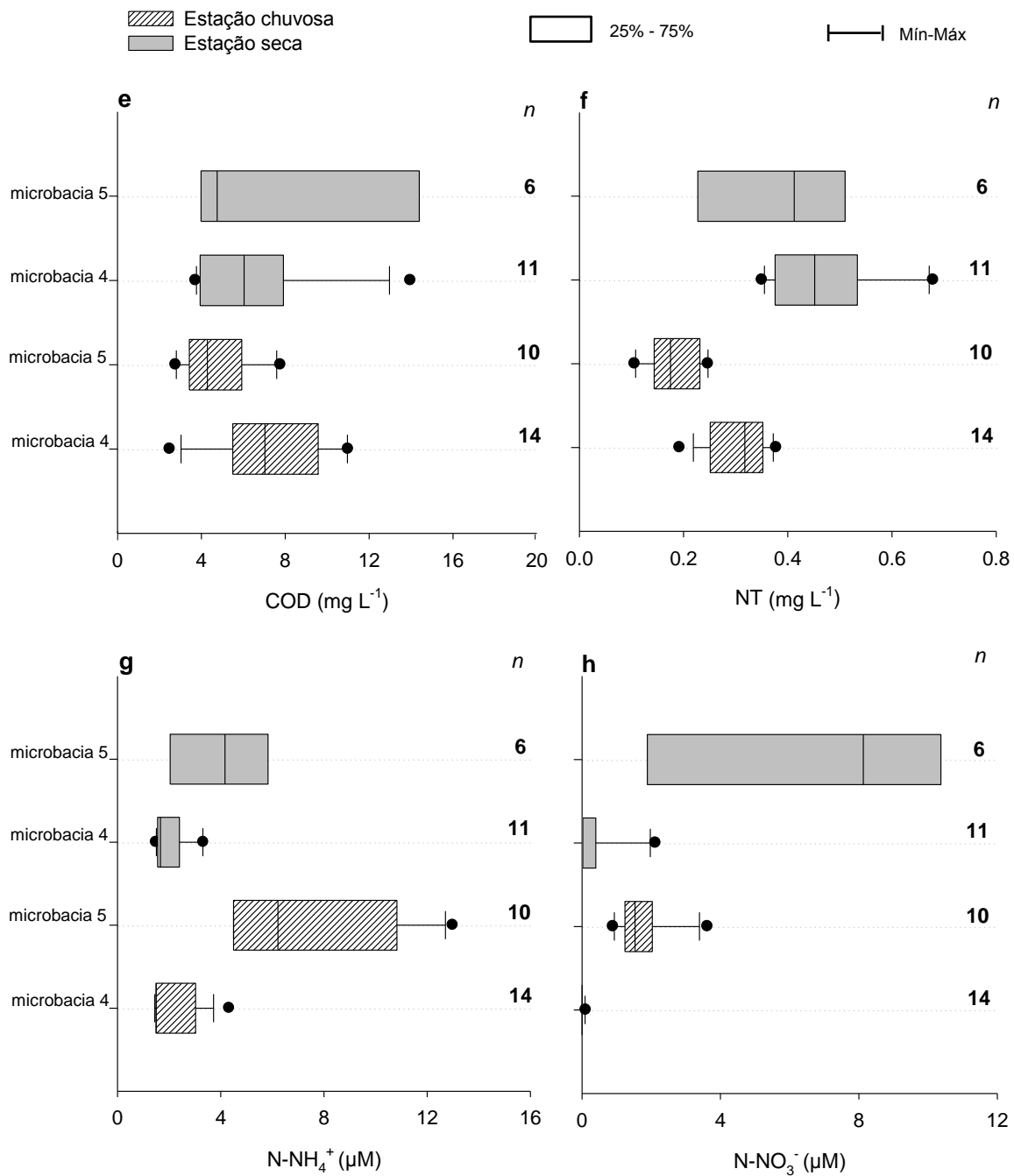


Figura 3.11 - Diagrama de extremos e quartis dos scores das variáveis de e) DOC, f)  $N_{\text{total}}$ , g)  $N\text{-NH}_4^+$  e h)  $N\text{-NO}_3^-$  nas microbacias 4 e 5, durante a estação seca e chuvosa;  $n$  = número de amostras

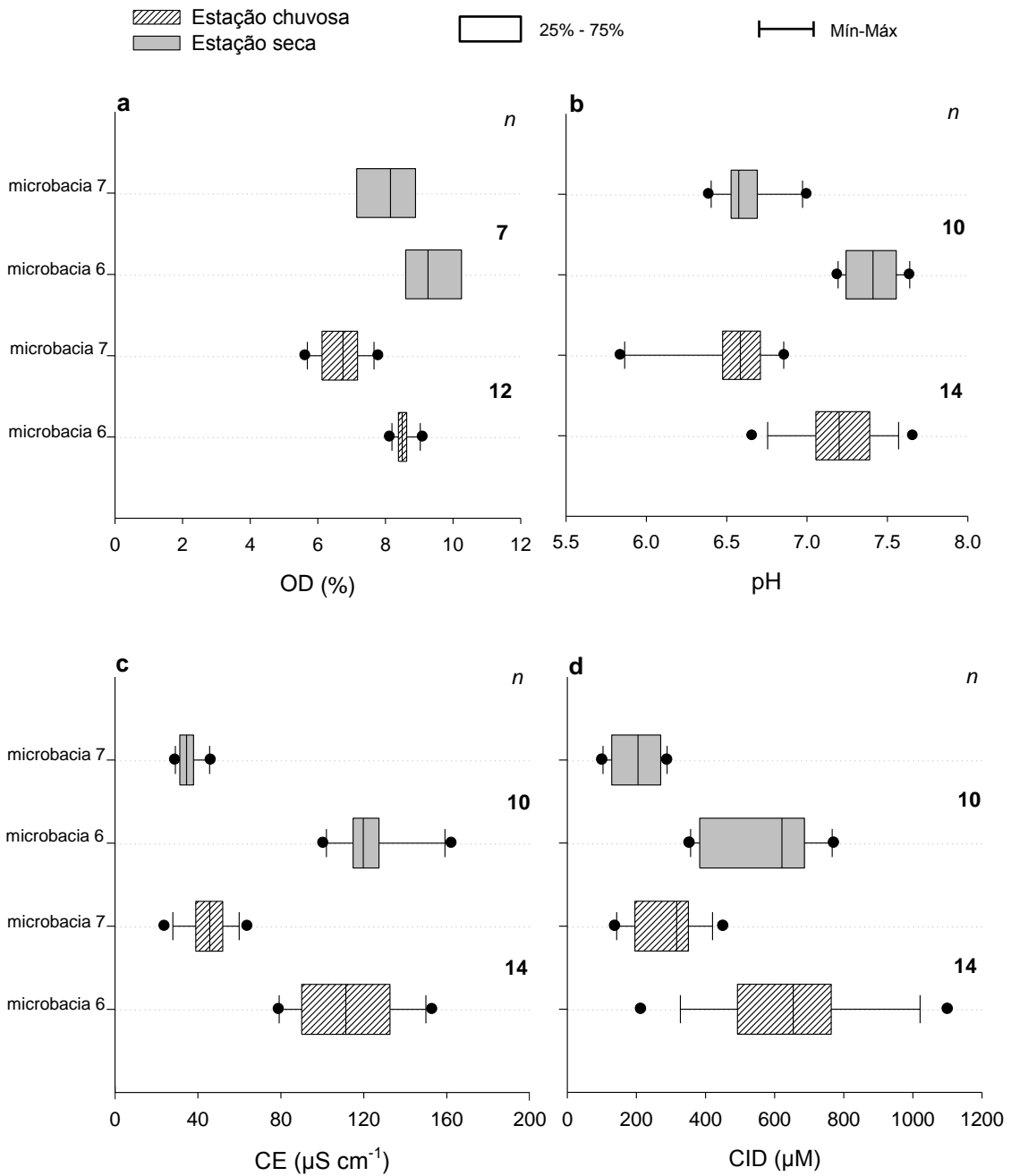


Figura 3.12 - Diagrama de extremos e quartis dos scores das variáveis de a) OD, b) pH, c) CE e d) CID nas microbasias 6 e 7, durante a estação seca e chuvosa; n = número de amostras

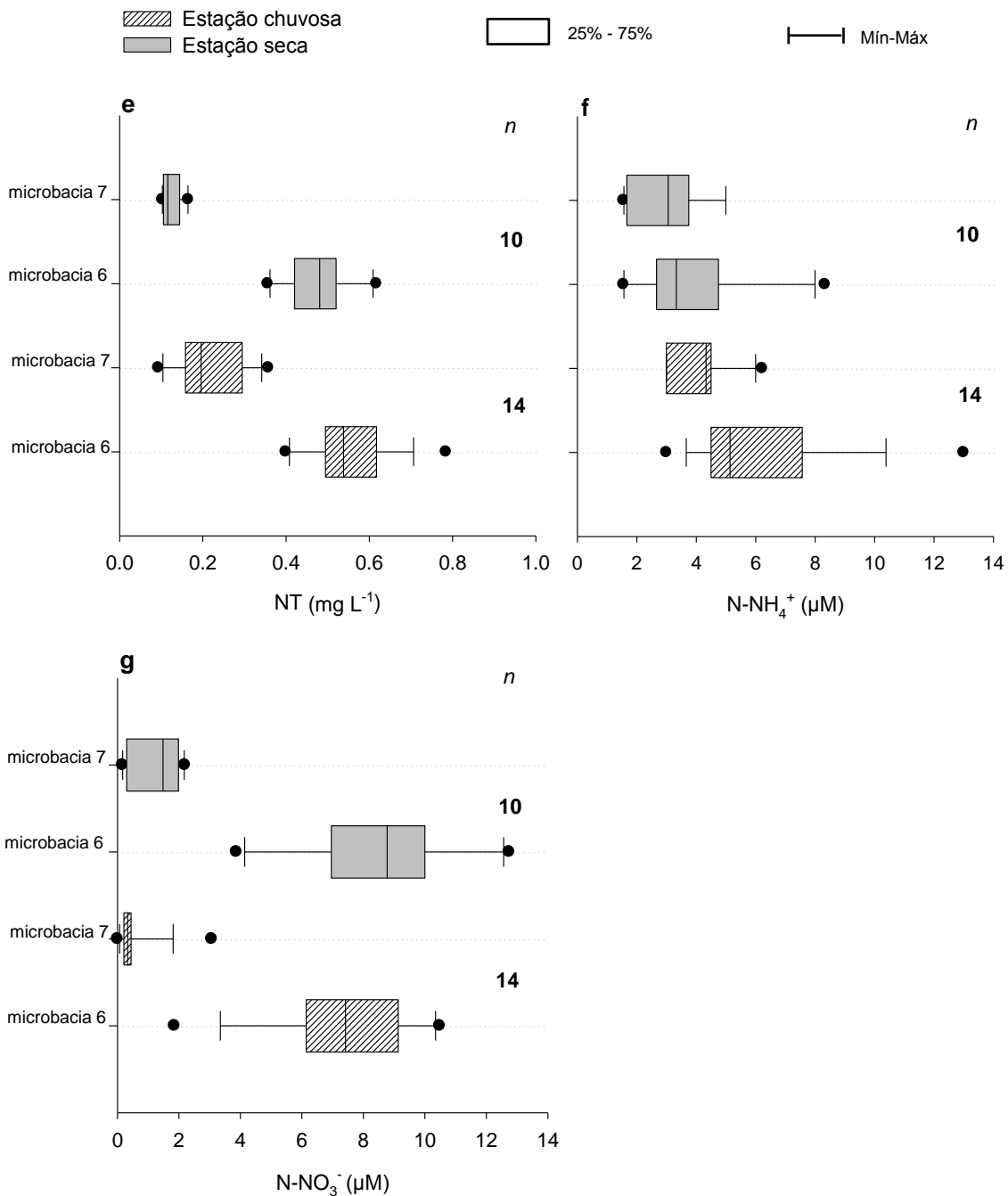


Figura 3.13 - Diagrama de extremos e quartis dos scores das variáveis de e)  $N_{\text{total}}$ , f)  $N\text{-NH}_4^+$  e g)  $N\text{-NO}_3^-$  nas microbasias 6 e 7, durante a estação seca e chuvosa;  $n$  = número de amostras

### 3.4 Discussão

As microbasias apresentaram uma alta correlação entre a CE e CID, onde o aumento na concentração de CID está levando a um aumento na CE. As microbasias de cana-de-açúcar e de pastagem apresentaram diferenças significativas para essas variáveis. Os valores de CE foram maiores na estação

seca, representando a concentração de íons no fluxo base, para a maioria das microbacias, e a influência da água subterrânea como fonte de íons (JARVIE et al., 1997). Esta diferença estaria associada a diferenças geológicas e não ao uso do solo, onde os baixos valores apresentados pela microbacia 7 e os altos valores apresentados pela microbacia 5 impossibilitaram a comparação dessa variável com as microbacias 6 e 4, respectivamente. As microbacias 1, 2, 3, 4 e 6 se encontram na mesma faixa de valores. A importância da geologia na determinação das variáveis físico-químicas da água já foi extensamente estudada e comprovada (NEWTON; WEINTRAUB; APRIL, 1987; CAMERON et al., 1995; D'ARCY; CARIGNAN, 1997; TÓTH, 1999; McKEE et al., 2001; LITTLE et al., 2008; ZHU et al., 2012), onde a composição química da água no riacho sofre influência da solução do solo proveniente do intemperismo da rocha matriz (SOUZA; TUNDIZI, 2000).

A microbacia 6 apresentou valores maiores de ambas variáveis, CE e CID, durante todo o ano, em comparação com a microbacia 7, o que forneceu indícios que nesta microbacia poderia haver uma fonte natural de carbonatos, aumentando também os valores de pH. No mapa geológico foi possível verificar a presença de uma pequena mancha da Formação Irati na microbacia 6 e a proximidade dessa microbacia a uma mancha maior, essa Formação é composta por calcário dolomítico, que pode estar agindo como fonte natural de carbonatos e elevando os valores dessas variáveis. Apesar de significativa apenas a diferença na CE na estação seca entre as microbacias 4 e 5, observou-se valores muito maiores de CE e CID na microbacia 5, essa microbacia apresenta solos rasos com maior contato com a rocha matriz, que pode estar determinando esses valores.

As concentrações de COD possuem uma faixa considerada normal de variação para riachos, de 1 a 5 mg.L<sup>-1</sup> (HAUER; LAMBERTI, 2006). Todas as microbacias apresentaram valores inferiores a 5 mg.L<sup>-1</sup> na estação seca, entretanto as microbacias 4, 5 e 1 apresentaram valores superiores na estação chuvosa. O COD está diretamente associado à precipitação, com aumento nas concentrações no rio na estação chuvosa, principalmente em bacias de primeiras ordens (CORRELL; JORDAN; WELLER, 2001). Durante as chuvas os nutrientes presentes no solo são carregados para os corpos d'água, a serrapilheira presente no piso florestal tem se apresentado como uma fonte importante de COD (SCHWENDENMANN; VELDKAMP, 2005). A presença de gramíneas no riacho também propicia o aumento da carga orgânica (NEILL et al., 2006). Assim como a

entrada de matéria orgânica no riacho proveniente de dejetos de animais presentes na pastagem. Os excrementos estão sujeitos ao transporte por escoamento superficial para os riachos (BIGGS; DUNNE; MURAOKA, 2006).

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) estão diretamente relacionadas com os locais da amostragem, onde apesar de apresentarem diferença significativa entre as microbacias, variam com a morfologia do canal. Em geral, todas as microbacias apresentaram valores menores na estação chuvosa, quando a saturação e alagamento da zona ripária e a redução da velocidade do fluxo, diminuem a turbulência e a oxigenação da água. Os dados demonstraram que o aumento da carga orgânica no riacho reduz a concentração de OD. Observa-se que a microbacia 4, que apresenta a maior concentração de COD é também a que apresenta menores valores de OD.

A quantidade de nitrogênio inorgânico dissolvido é dada pela soma dos íons amônio, nitrato e nitrito. A concentração de nitrito nos corpos d'água é considerada insignificante, representando em média menos de 2% do nitrogênio inorgânico presente (MEYBECK, 1982), que em média é composto por 20% de amônio e 80% de nitrato (LEWIS et al., 1999). A entrada do nitrogênio no rio está relacionada a diversos fatores, dentre eles à deposição atmosférica, a fixação pelas culturas, à utilização de fertilizantes, a fixação pelas florestas (BOYER et al., 2002). A tabela 3.6 apresenta valores de amônio e nitrato em outros estudos.

Observa-se que as florestas apresentam valores superiores de nitrato, em relação às bacias de pastagens e as de cana-de-açúcar do presente estudo. As concentrações de nitrato em bacias florestadas são maiores que em bacias cobertas por pastagem, uma das razões é à entrada de nutrientes oriundos da serrapilheira (VINK et al., 2007). Quanto maior a diversidade de espécies vegetais presentes na vegetação maior a ciclagem de nutrientes (TILMAN; WEDIN; KNOPS, 1996), podendo haver saturação de nutrientes, como o nitrogênio, em florestas maduras aumentando concentração desse elemento nas águas, principalmente na época das chuvas (CASTRO et al., 2007), pois a floresta tropical diferente da floresta temperada não possui limitação de nitrogênio (MARTINELLI et al., 1999; SCHWENDENMANN; VELDKAMP, 2005).

Tabela 3.6 - Valores médios de concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\mu\text{M}$ ) e  $\text{N-NH}_4^+$  ( $\mu\text{M}$ ) na água de riachos para microbacias com uso predominante de pastagem, cana-de-açúcar ou floresta. Para os dados do presente estudo foi realizada a identificação da microbacia através da sigla MB

Região de estudo	Uso do solo	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NH}_4^+$	Fonte
São Paulo	cana-de-açúcar	35,3	< 2,7	Silva et al. (2007)
São Paulo (MB 1)	cana-de-açúcar	3,0	4,1	Presente estudo
São Paulo (MB 2)	cana-de-açúcar	7,2	4,5	Presente estudo
São Paulo (MB 6)	cana-de-açúcar	7,9	5,1	Presente estudo
São Paulo (MB 7)	cana-de-açúcar	0,8	3,6	Presente estudo
São Paulo	floresta	12,3	2,1	Andrade (2008)
São Paulo	floresta	23,1	---	Silva (2005)
Rondônia	floresta	9,4	4,7	Neill et al. (2006)
São Paulo (MB 3)	pastagem	1,6	2,8	Presente estudo
São Paulo (MB 4)	pastagem	0,1	2,1	Presente estudo
São Paulo (MB 5)	pastagem	3,5	6,4	Presente estudo
São Paulo	pastagem	0,4	0,7	Salemi (2009)
Rondônia	pastagem	0,8	1,5	Neill et al. (2001)
Rondônia	pastagem	5,0	5,4	Neill et al. (2006)

A presença de gramíneas no riacho, comum em pastagens, leva ao aumento da carga orgânica e a um baixo teor de oxigênio, que aumenta a taxa de desnitrificação e reduz a concentração de nitrato (NEILL et al., 2006), esse processo pode ser acentuado pela quantidade reduzida de nitrato proveniente da pastagem atingindo o rio (NEILL et al., 2001). Os estudos relacionados à pastagem apresentam valores reduzidos de amônio e nitrato, e bem inferiores aos apresentados pelas florestas. As maiores concentrações foram encontradas por Neill et al. (2006), esses valores correspondem a áreas recém desmatadas na Amazônia, onde a carga de nutrientes exportada para o rio tende a ser alta e diminuir com o passar do tempo. Em sequência aparecem os valores encontrados para a microbacia 5 que se diferencia dos demais estudos por possuir mata ciliar.

Nas áreas de cana-de-açúcar, por se tratar de um cultivo anual com alta demanda por nitrogênio (KRUSHE et al., 2003), a aplicação de fertilizantes nitrogenados pode aumentar a mineralização e as taxa de nitrificação, aumentando a concentração de nitrato no corpo d'água (SILVA et al., 2007), o que justifica os altos valores encontrados por Silva et al. (2007). Entretanto, no presente estudo os valores encontrados são inferiores, não apenas aos encontrados em bacias de cana-de-açúcar, mas também aos encontrados em bacias florestadas.

Esses valores reduzidos também podem ser consequência da alta capacidade de remoção e transformação do nitrogênio inorgânico por riachos de cabeceira, o amônio é rapidamente assimilado o que promove sua baixa concentração nas águas, já o nitrato leva de 5 a 10 vezes o tempo do amônio, mas também é facilmente assimilado (PETERSON et al., 2001). A quantidade de nitrogênio removida é de 10 a 70% da quantidade de entra no rio (BIRGAND et al., 2007), sendo que a taxa de remoção do nitrogênio diminui rapidamente com o aumento do tamanho do rio (ALEXANDER; SMITH; SCHWARZ, 2000).

As microbacias do estudo se encontram em solo arenoso, o que pode contribuir para a infiltração desses elementos. É comprovado que a aplicação em excesso de insumos agrícolas promove a contaminação de águas subterrâneas, pela lixiviação de nitrato e pesticidas nas áreas de cultivo (STOATE et al., 2001). Outro problema decorrente do aumento excessivo na quantidade de nitrogênio atingindo o riacho é a eutrofização desse ambiente (PETERSON et al., 2001; RANZINI et al., 2007). Portanto a utilização correta desses produtos é de extrema importância para a conservação dos recursos hídricos.

Apesar das diferenças encontradas entre as microbacias é importante observar que as concentrações de nitrogênio total ( $\text{NOD} + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$ ) apresentadas pelas sete microbacias foram baixas (menores que  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ ), essa quantidade permite que, considerando apenas as variáveis de nitrogênio, os riachos do estudo se enquadrem dentro da classe de águas doces 1 (classe especial) segundo a Resolução 357/05 do CONAMA. Mas as alterações na concentração de nutrientes promovidas pelo uso e manejo do solo merecem atenção tanto no impacto sobre a biogeoquímica da água quanto para o funcionamento do ecossistema aquático (NEILL et al., 2001).

#### **3.4.1 Pastagem versus Cana-de-açúcar**

As microbacias 2 e 3 possuem cobertura florestal, potencial de prestação de serviços pelas florestas e idade média dos fragmentos semelhantes, diferenciando apenas em relação ao uso predominante do solo, de cana-de-açúcar (75%) na microbacia 2, e de pastagem (68%) na microbacia 3. As variáveis de pH, CE, concentração de CID apresentaram valores similares. A concentração de COD, apesar de dentro de uma faixa normal de variação, com valores menores que 5

mg.L<sup>-1</sup>, foi significativamente maior para a microbacia 3 (pastagem) durante todo o ano. As concentrações de NT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foram maiores para a microbacia 2 (cana-de-açúcar) na estação chuvosa.

Para essas microbacias também foi observado diferença quanto à concentração de material particulado em suspensão (MPS) na estação chuvosa. O aumento da concentração de MPS na microbacia 2 é consequência da movimentação do solo proporcionado pelo manejo da cana-de-açúcar, enquanto a microbacia 3, coberta por pastagem, apresenta pouca mudança na concentração de MPS ao longo do ano. Há uma relação positiva entre a concentração de sedimentos em suspensão nos riachos e a área arada na bacia de drenagem (NADEN; COOPER, 1999), ou seja, a concentração de MPS está diretamente relacionada à área agrícola (AHEARN et al., 2005).

As diferenças entre as microbacias 1 e 4 são similares aos resultados apresentados para as microbacias 2 e 3. Em que, a microbacia 1, coberta predominantemente por cana-de-açúcar (45%), apresentou valores maiores em relação as variáveis de nitrogênio, e a microbacia 4, coberta por pastagem (71%) apresentou valores superiores na concentração de COD. As demais variáveis não apresentaram diferença estatística.

Esses resultados demonstram a influência do uso do solo nas propriedades físico-químicas da água. As pastagens por apresentarem gramíneas no seu leito ou até suas proximidades, e acesso livre do gado está sujeita ao aumento de COD no riacho. Enquanto a cana-de-açúcar devido seu manejo e a utilização de fertilizantes está acarretando o aumento de nitrogênio no riacho. Essa tendência independe da ordem da bacia e da sua área, onde as microbacias 2 e 3 de primeira ordem e com área de aproximadamente 14 ha, apresentaram os mesmo padrões das microbacias 1 e 4 de segunda ordem e área superior a 100 ha.

O manejo da cana-de-açúcar aumenta a movimentação do solo e consequentemente o aporte de sedimentos no riacho, entretanto essa diferença foi observada apenas entre os riachos de primeira ordem.

### **3.4.2 Influência da mata ciliar**

As microbacias de pastagem 4 e 5 se diferenciam em relação a distribuição e ocupação da vegetação florestal. Apesar de suas florestas apresentarem o mesmo



potencial de prestação de serviços, a microbacia 4 apresenta uma menor porcentagem de cobertura florestal (16%) localizando-se apenas na cabeceira da bacia. Enquanto a microbacia 5, além de possuir maior cobertura (26%) possui vegetação florestal ao longo de praticamente todo o leito do riacho.

A floresta ripária presente na microbacia 5 contribui para a entrada de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  no corpo d'água proveniente da serrapilheira, apresentando valores superiores aos encontrados para a microbacia 4. A presença de gramíneas no riacho pode causar a baixa concentração desses nutrientes na microbacia 4.

O COD em ambas as microbacias é superior a  $5 \text{ mg.L}^{-1}$  na estação chuvosa. Onde o aumento de COD na microbacia 5 deve estar relacionado também a serrapilheira presente no piso florestal enquanto na microbacia 4 deve estar associado a presença de gramíneas no riacho e ao aporte de matéria orgânica proveniente dos excrementos de animais presentes na pastagem. Os valores da microbacia 4 são superiores dando indícios que a mata ciliar presente na microbacia 5 estaria atuando como zona tampão para a matéria orgânica proveniente da pastagem.

As altas concentrações de COD contribuem para a redução na concentração de OD na água. A microbacia 4 apresentou valores inferiores a  $4 \text{ mg.L}^{-1}$  de OD, que levam o riacho a uma condição de hipóxia, impedindo a sobrevivência de peixes (DOKE et al., 1995). A microbacia 4 também apresentou valores superiores de temperatura durante todo o ano por ter seu leito totalmente exposto a incidência solar. O aumento da temperatura do corpo d'água influencia diversos processos bióticos e abióticos do ecossistema aquático (JOHNSON; JONES, 2000).

De maneira geral, a presença de mata ciliar proporcionou menores concentrações de COD, conseqüentemente, maiores concentrações de OD e sombreamento do rio, sendo fundamental para a manutenção da viabilidade do ecossistema aquático.

### **3.4.3 Qualidade da vegetação florestal**

As microbacias 6 e 7, de cana-de-açúcar, receberam manejos semelhantes ao longo do período de coleta. Essas microbacias apresentam a mesma cobertura florestal, de aproximadamente 15% da sua área, e a mesma distribuição, estão presentes na zona ripária. Entretanto o potencial de prestação de serviços da

floresta presente na microbacia 6 é superior ao da microbacia 7. Dentre as características que determinam essa superioridade está a idade média do remanescente na microbacia 6 que é de 21 anos, enquanto na microbacia 7 corresponde a 10 anos.

Algumas diferenças observadas entre essas microbacias são relativas à sua geologia (CE, CID e pH) e relevo (OD). Enquanto outras (NT,  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) estão relacionadas à sua cobertura florestal, onde a microbacia 6 apresentou maior aporte de nutrientes nitrogenados em relação a microbacia 7. Desse modo, a cobertura florestal mais desenvolvida pode estar contribuindo para a entrada em maiores quantidades desses nutrientes no riacho.

As diferenças na vegetação florestal observadas nas sete microbacias confirmou a importância e a influência da mata ciliar nos riachos, independente do seu potencial. E a diferença entre as microbacias 6 e 7 permitiu verificar que florestas com diferentes potenciais possuem influências diferentes sobre a composição físico-química do rio.

As sete microbacias do estudo possuem potencial de 3 a 5, sendo todos inferiores a seis, o que determina um déficit na prestação de serviços de proteção de recursos hídricos. O estudo precisa ser aprofundado através da análise de florestas com alto potencial na prestação de serviço. Entretanto, essa situação é dificultada pela quantidade de variáveis afetando a composição físico-química da água dos rios, como a geologia e o uso do solo, e pela falta de áreas que apresentem potenciais altos.

### **3.5 Conclusões**

O uso do solo influencia as características físico-químicas da água. As bacias de cana-de-açúcar promovem concentrações de material particulado em suspensão, amônio e nitrato superiores às de pastagem. Essas concentrações podem estar relacionadas ao manejo da cana-de-açúcar, que por se tratar de uma cultura anual, recebe frequentemente tratamentos culturais, dentre eles complementação química com nutrientes nitrogenados. Por outro lado, as bacias de pastagem apresentam uma quantidade superior de carbono orgânico dissolvido, onde a presença de gramíneas no leito do riacho e o livre acesso do gado podem promover o aumento desse nutriente na água.

A presença de floresta na área ripária é fundamental para o bom funcionamento do ecossistema aquático, atuando como zona tampão de nutrientes e no sombreamento do canal. A influência dos diferentes potenciais de prestação de serviços na composição físico-química da água precisa ser mais explorada, porém foi possível verificar que há diferenças. A serrapilheira tem se mostrado uma fonte importante de nutrientes, aumentando a concentração de nitrogênio no riacho em áreas com floresta ripária mais desenvolvida, ou seja, que possuem maior potencial.

## Referências

AHEARN, D.S.; SHEIBLEY, R.W.; DAHLGREN, R.A.; ANDERSON, M.; JOHNSON, J.; TATE, K.W. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 313, p. 234-247, Feb. 2005.

ALEXANDER, R.B.; SMITH, R.A.; SCHWARZ, G.E. Effects of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. **Nature**, London, v. 403, p. 758-761, Feb. 2000.

ANDRADE, T.M.B. **Dinâmica das formas dissolvidas de nitrogênio e carbono em microbacias da Mata Atlântica no município de Ubatuba – SP**. 2008. 100p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

ANDRADE, T.M.B.; CAMARGO, P.B.; SILVA, D.M.L.; PICCOLO, M.C.; VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. Dynamics of dissolved forms of carbon and inorganic nitrogen in small watersheds of the Coastal Atlantic Forest in Southeast Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 214, p. 393-408, 2011.

BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; MURAOKA, T. Transport of Water, Solutes, and Nutrients from a pasture hillslope, southwestern Brazilian Amazon. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, p. 2527-2547, 2006.

BIRGAND, F.; SKAGGS, R.W.; CHESCHEIR, G.M.; GILLIAM, J.W. Nitrogen removal in streams of agricultural catchments: a literature review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, London, v. 37, p. 381-487, Sep. 2007.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 6 ed., Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1983, 647 p.

BRASIL, Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 053, 18 mar. 2005, p. 58-65.

- BOYER, E.W.; GOODALE, C.L.; JAWORSKI, N.A.; HOWARTH, R.W. Antropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 57/58, p. 137-169, 2002.
- CALDER, I.R. Forest and Hydrological Services: reconciling public and Science perceptions. **Land Use and Water Resource Research**, v. 2, p. 2.1-2.12, 2002.
- CAMERON, E.M.; HALL, G.E.M.; VEIZER, J.; KROUSE, H.R. Isotopic and elemental hydrogeochemistry of a major river system: Fraser River, British Columbia, Canada. **Chemical Geology**, Amsterdam, v. 122, p. 149-169, 1995.
- CASTRO, M.S.; ESHLEMAN, K.N.; PITELKA, L.F.; FRECH, G.; RAMSEY, M.; CURRIE, W.S.; KUERS, K.; SIMMONS, J.A.; POHLAD, B.R.; THOMAS, C.L.; JOHNSON, D.M. Symptoms of nitrogen saturation in an aggrading forested watershed in western Maryland. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 84, p. 333-348, May 2007.
- CEAPLA – Centro de Análise e Planejamento Ambiental. **Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí**. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Disponível em: < <http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas/apresentacao.php>>. Acesso em: 5 ago. 2012.
- CORRELL, D.L.; JORDAN, T.E.; WELLER, D.E. Effects of precipitation, air temperature, and land use on organic discharges from Rhode river watersheds. **Water, Air, and Pollution**, Dordrecht, v. 128, p. 139-159, 2001.
- D'ARCY, P.; CARIGNAN, R. Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Québec Shield lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 54, p. 2215-2227, 1997.
- DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G.; NEITSCH, S.L. **Soil and Water Assessment Tool (SWAT)**: version 2000. Texas: Texas Water Resources Institute, 2002. 346p.
- DOKE, J.L.; FUNK, W.H.; JUUL, S.T.J.; MOORE, B.C. Habitat availability and benthic invertebrate population-changes following alum treatment and hypolimnetic oxygenation in Newman lake, Washington. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 10, n.2, p. 97-102, June 1995.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. In: REUNIÃO TÉCNICA DE LEVANTAMENTO DE SOLOS, 10., 1979, Rio de Janeiro. **Súmula...** Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1979. 83 p.
- FEITOSA, F.A.C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E.C.; DEMETRIO, J.G.A. (Coord.) **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3 ed. Rio de Janeiro: CPRM, 2008, 812p.
- FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; HOWARTH, R.W.; BOYER, E.W.; DENTENER, F. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 61-89, 2006.

FOLEY, J.A. DeFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, p. 570-574, July 2005.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. **The Soil and Water Assessment Tool**: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University: Working Paper 07-WP 443, Feb. 2007, 102p.

HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.) **Methods in Stream Ecology**. 2ed. New York: Academic Press/Elsevier, 2006. 877p.

HEDIN, L.O.; BROOKSHIRE, E.N.J.; MENGE, D.N.L.; BARRON, A. The nitrogen paradox in tropical forest ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 40, p. 613-635, Sept. 2009.

HOPE, M.; BILLETT, M.F.; CRESSER, M.S. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. **Environmental Pollution**, Barking, v. 84, p. 301-324, 1994.

HOWARTH, R.W.; BOYER, E.W.; PABICH, W.J.; GALLOWAY, J.N. Nitrogen use in the United States from 1961-2000 and potential future trends. **Ambio**, Stockholm, v. 31, n. 2, p. 88-96, Mar. 2002.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1981. 2v. Escala: 1:500.000.

JARVIE, H.P.; NEAL, C.; LEACH, D.V.; RYLAND, G.P.; HOUSE, W.A.; ROBSON, A.J. Major ion concentrations and the inorganic carbon chemistry of the Humber rivers. **The Science of the Total Environment**, v. 194/195, p. 285-302, 1997.

JOHNSON, S.L.; JONES, J.A. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 57, p. 30-39, 2000.

JOHNSON, L.B.; RICHARDS, C.; HOST, G.E.; ARTHUR, J.W. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 37, p. 193-208, 1997.

KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, R.L.; BERNARDES, M.C.; LEITE, N.K.; HANADA, L.; VICTORIA, D.C.; TOLEDO, A.M.; OMETTO, J.P.; MOREIRA, M.Z.; GOMES, B.M.; BOLSON, M.A.; GOUVEIA NETO, S.; BONELLI, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A.K.; RICHEY, J.E. Efeitos das Mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, n. 2, p. 197-205, 2005.

KRUSCHE, A.V.; CAMARGO, P.B.; CERRI, C.E.; BALLESTER, M.V.; LARA, L.B.L.S.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. Acid rain and nitrogen deposition in a sub-tropical watershed (Piracicaba): ecosystem consequences. **Environmental Pollution**, Barking, v. 121, p. 389-399, 2003.

LEWIS JR., W.M.; MELACK, J.M.; McDOWELL, W.H.; McCLAIN, M.; RICHEY, J.E. Nitrogen yields from undisturbed watersheds in Americas. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 149-162, 1999.

LITTLE, C.; SOTO, D.; LARA, A.; CUEVAS, J.G. Nitrogen exports at multiple-scales in a southern Chilean watershed (Patagonian Lakes district). **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 87, p. 297-309, Feb. 2008.

MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E.; McDOWELL, W.; ROBERTSON, G.P.; SANTOS, O.C.; TRESEDER, K. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 45-65, 1999.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. **American Journal of Science**, New Haven, v. 282, p. 401-450, Apr. 1982.

McKEE, L.J.; EYRE, B.D.; HOSSAIN, S.; PEPPERELL, P.R. Influence of climate, geology and humans on spatial and temporal nutrient geochemistry in the subtropical Richmond River catchment, Australia. **Marine Freshwater Research**, Collingwood, v. 52, p. 235-248, 2001.

NADEN, P.S.; COOPER, D.M. Development of a sediment delivery model for application in large river basins. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 13, p. 1011-1034, 1999.

NEAL, C.; HOUSE, W.A.; JARVIE, H.P.; NEAL, M.; HILL, L.; WICKHAM, H. The water quality of the River Dun and the Kennet and Avon Canal. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 330, p. 155-170, Apr. 2006.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 6, p. 1817-1828, Dec. 2001.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; HAUPER, C.L.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, V.M.; VICTORIA, R.L. Deforestation alters the hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland Amazonian streams. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, p. 2563-2580, 2006.

NENG-WANG, C.; HUA-SHENG, H.; LUO-PING, Z.; WEN-ZHI, C. Risk assessment of nitrogen discharge from a coastal watershed. **Pedosphere**, v. 17, n. 4, p. 467-474, 2007.

NEWTON, R.M.; WEINTRAUB, J.; APRIL, R. The relationship between surface water chemistry and geology in the North Branch of the Moose River. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 3, p. 21-35, 1987.

- OLIVEIRA, A.M.S.; BRITO, S.N.A. (Ed.) **Geologia de Engenharia**. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998. 586p.
- OLSON, J.R.; HAWKINS, C.P. Predicting natural base-flow stream water chemistry in the western United States. **Water Resources Research**, Washington, v. 48, p. 1-19, Feb. 2012.
- PETERSON, B.J.; WOLLHEIM, W.M.; MULHOLLAND, P.J. WEBSTER, J.R.; MEYER, J.L.; TANK, J.L.; MARTÍ, E.; BOWDEN, W.B.; VALETT, H.M.; HERSHEY, A.E.; McDOWELL, W.H.; DODDS, W.K.; HAMILTON, S.K.; GREGORY, S.; MORRALL, D.D. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. **Science**, Washington, v. 292, p. 86-90, Apr. 2001.
- RANZINI, M.; FORTI, M.C.; WHITEHEAD, P.G.; ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V.; WADE, A.J. Integrated Nitrogen Catchment model (INCA) applied to a tropical catchment in the Atlantic Forest, São Paulo, Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 11, n. 1, p. 614-622, 2007.
- ROCHA, G. (Coord.) **Mapa de água subterrâneas do Estado de São Paulo**. São Paulo: DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica, IG – Instituto Geológico, IPT: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2005. 119p.
- SALEMI, L.F. **Balço de água e nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte de Estado de São Paulo**. 2009. 86p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- SALOMÃO, M.S.M.B.; COLE, J.J.; CLEMENTE, C.A.; SILVA, D.M.L.; CAMARGO, P.B.; VICTORIA R.L.; MARTINELLI, L.A. CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> dynamics in human-impacted watersheds in the state of São Paulo, Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 88, p. 271-283, 2008.
- SCHWENDENMANN, L.; VELDKAMP, E. The role of dissolved organic carbon, dissolved organic nitrogen, and dissolved inorganic nitrogen in a tropical wet forest ecosystem. **Ecosystems**, New York, v. 8, p. 339-351, June 2005.
- SILVA, D.M.L. **Dinâmica do nitrogênio em microbacias no Estado de São Paulo**. 2005. 105p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- SILVA, D.M.L.; OMETTO, J.P.H.B.; LOBO, G.A.; LIMA, W.P.; SCARANELLO, M.A.; MAZZI, E.; ROCHA, H.R. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 317-324, July/Aug. 2007.
- SOUZA, A.D.G.; TUNDISI, J.G. Hidrogeochemical comparative study of the Jaú and Jacaré-guaçu river watersheds, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 4, p. 563-570, nov. 2000.

STOATE, C.; BOATMAN, N.D.; BORALHO, R.J.; CARVALHO, C.R.; SNOO, G.R.; EDEN, P. Ecological impacts of arable intensification in Europe. **Journal of Environmental Management**, London, v. 63, p. 337-365, May 2001.

TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS, J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. **Nature**, London, v. 379, p. 718-720, Feb. 1996.

THOMAS, S.M.; NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.L. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.68, p.135-151, 2004.

TOMER, M.D.; DOSSKEY, M.G.; BURKART, M.R.; JAMES, D.E.; HELMERS, M.J.; EISENHAUER, D.E. Methods to prioritize placement of riparian buffers for improved water quality. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 75, p. 17-25, 2009.

TÓTH, J. Groundwater as a geologic agent: an overview of the causes, processes, and manifestations. **Hydrogeology Journal**, Edmonton, v. 7, p. 1-14, Jan. 1999.

UDAWATTA, R.P.; GARRETT, H.E.; KALLENBACH, R.L. Agroforestry and grass buffer effects on water quality in grazed pastures. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 79, p. 81-87, Feb. 2010.

VINK, S.; FORD, P.W.; BORMANS, M.; KELLY, C.; TURLEY, C. Contrasting nutrient exports from a forested and an agricultural catchment in south-eastern Australia. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 84, p. 247-264, 2007.

VOGEL, H.F.; ZAWADZKI, C.H.; METRI, R. Florestas ripárias: importância e principais ameaças. **Revista Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 4, n. 1, p. 24-30, jan./jun. 2009.

ZHU, B.; YU, J.; QIN, X.; RIOUAL, P.; XIONG, H. Climatic and geological factors contributing to the natural water chemistry in an arid environment from watersheds in northern Xinjiang, China. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 153/154, p. 102-114, Mar. 2012.





#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A bacia do rio Corumbataí - SP possui um histórico de ocupação do solo semelhante a muitas áreas da região sudeste do país. A cobertura florestal sofreu uma redução significativa pela prática de desmatamento por muitos anos. Apenas nos últimos 30 anos a cobertura florestal se estabilizou e começou a apresentar um aumento gradual de sua área. Atualmente a paisagem apresenta baixa porcentagem de cobertura florestal com fragmentos pequenos e degradados, compostos, em sua maioria, por floresta secundária. Em consequência, as florestas apresentam baixo potencial de prestação de serviços ecossistêmicos referentes à proteção dos recursos hídricos, onde apenas 1/3 da floresta é capaz de exercer seu potencial pleno.

As matrizes de cana-de-açúcar e de pastagem apresentam cobertura florestal semelhante e mesmo potencial de prestação de serviços. Entretanto, esses usos agrícolas influenciam a composição físico-química da água de maneiras diferentes. A cana-de-açúcar promove o aumento de nutrientes nitrogenados na água, que podem ser controlados através do manejo adequado na aplicação de fertilizantes. Enquanto a pastagem apresenta concentrações altas de carbono orgânico dissolvido, que ocasionam redução de oxigênio na água. Essas concentrações podem ser controladas com a implementação de florestas ripárias ao longo dos riachos impedindo que a matéria orgânica proveniente das pastagens alcance o riacho.

A simples presença de vegetação ripária ao longo dos corpos d'água contribui para a proteção e conservação do ecossistema aquático. As florestas tem se apresentado como fonte de diversos nutrientes provenientes da sua serrapilheira. As variáveis analisadas no estudo permitiram verificar diferenças entre florestas com diferentes potenciais de prestação de serviços na composição físico-química da água, fornecendo indícios de que a qualidade da água varia com as condições da vegetação presente.

A classificação das florestas quanto ao seu potencial de prestação de serviços é uma técnica viável, capaz de diferenciar os fragmentos florestais presentes na paisagem a partir de uma série de imagens. A utilização de variáveis do histórico do fragmento auxilia na caracterização do remanescente e possibilita uma ideia da sua estrutura e composição. A metodologia para caracterização do

potencial pode ser mais explorada e aperfeiçoada para sua utilização, se tornando uma prática útil na detecção de áreas para a conservação e recuperação.

De maneira geral, a quantificação do potencial de prestação de serviços permitiu verificar a baixa eficiência dos fragmentos florestais presentes na paisagem de estudo em exercerem o seu papel natural de provimento de serviços ecossistêmicos. Evidenciando a necessidade de ações de restauração e recuperação da vegetação florestal nessa paisagem. Atualmente muitos programas surgem com o intuito de aumentar a cobertura florestal nas bacias hidrográficas através da restauração de novas áreas. Entretanto, a recuperação dos fragmentos com baixo potencial seria a forma mais rápida de se conseguir resultados para a proteção dos recursos hídricos. A recuperação dos fragmentos existentes pode potencializar a disponibilidade de serviços e deve ser vista com uma ação prioritária na conservação da vegetação florestal.

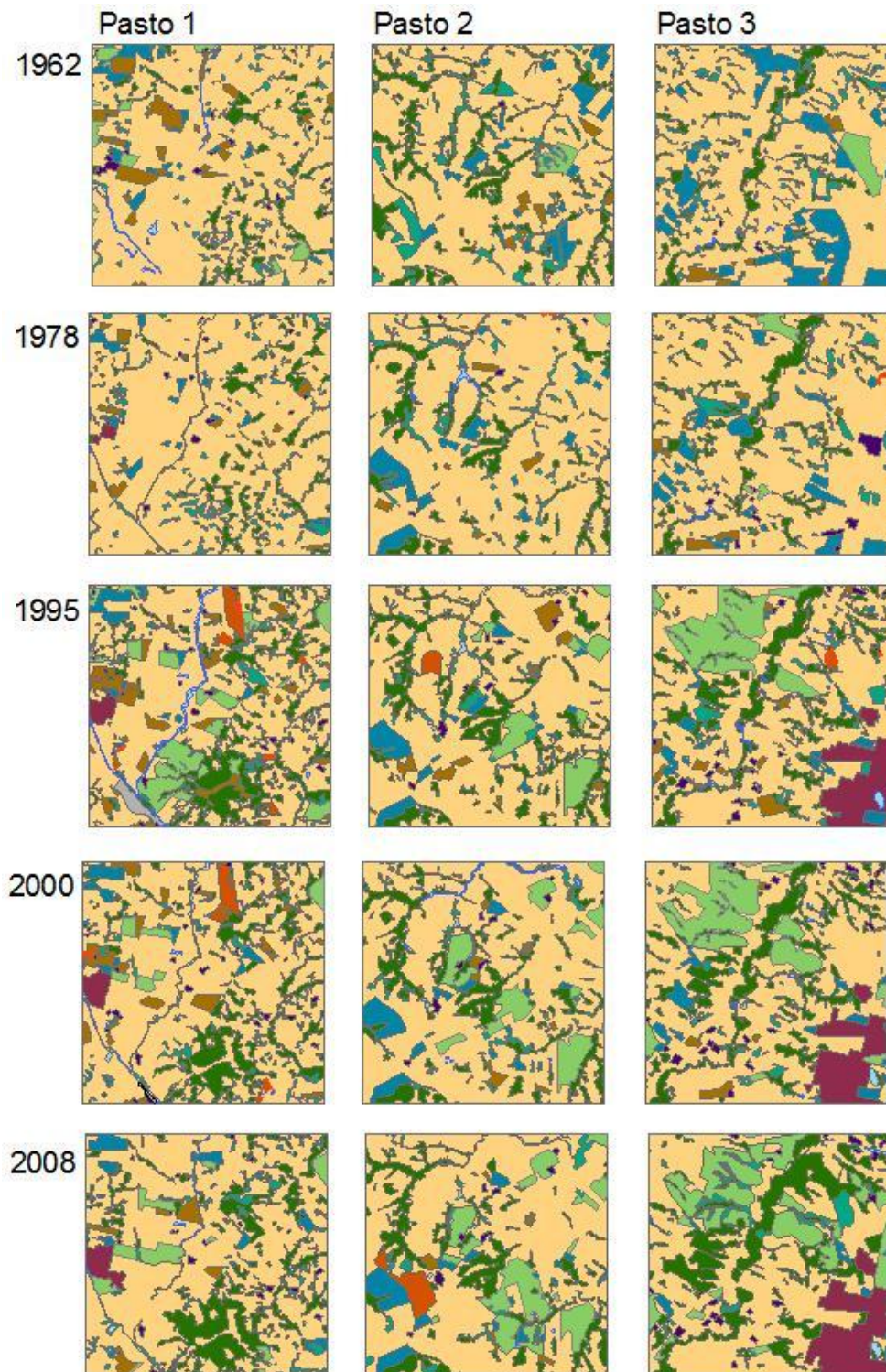
## APÊNDICES



APÊNDICE A – Tabela das cartas do IGC utilizadas para o mapeamento do relevo nas seis unidades de estudo da bacia do rio Corumbataí - SP

<b>Cena</b>	<b>Nome</b>	<b>Unidade inserida</b>
59/90	Fazenda Santo Urbano	Pasto 1
60/90	Corumbataí II	Pasto 1
61/89	Fazenda Sant'ana de Baixo	Pasto 2
61/90	Bairro Ferraz	Pasto 2
62/89	Bairro Boa Vista	Pasto 2
62/90	Bairro Sant'ana do Urucaia	Pasto 2 e 3
62/91	Granja Ipê	Pasto 3
63/90	Ribeirão do Jacutinga	Pasto 3
63/91	Bairro Cachoeirinha	Pasto 3
66/88	Fazenda Covitinga	Cana 1
66/89	Bairro Santo Inácio	Cana 1
67/88	Paraisolândia	Cana 1
67/89	Ribeirão Água Vermelha	Cana 1
68/88	Bairro Santa Luzia	Cana 2 e 3
68/89	Usina Tamandupá	Cana 2
69/87	Ribeirão do Limoeiro	Cana 3
69/88	Vila Olímpia	Cana 2 e 3
69/89	Córrego Barro Velho	Cana 2

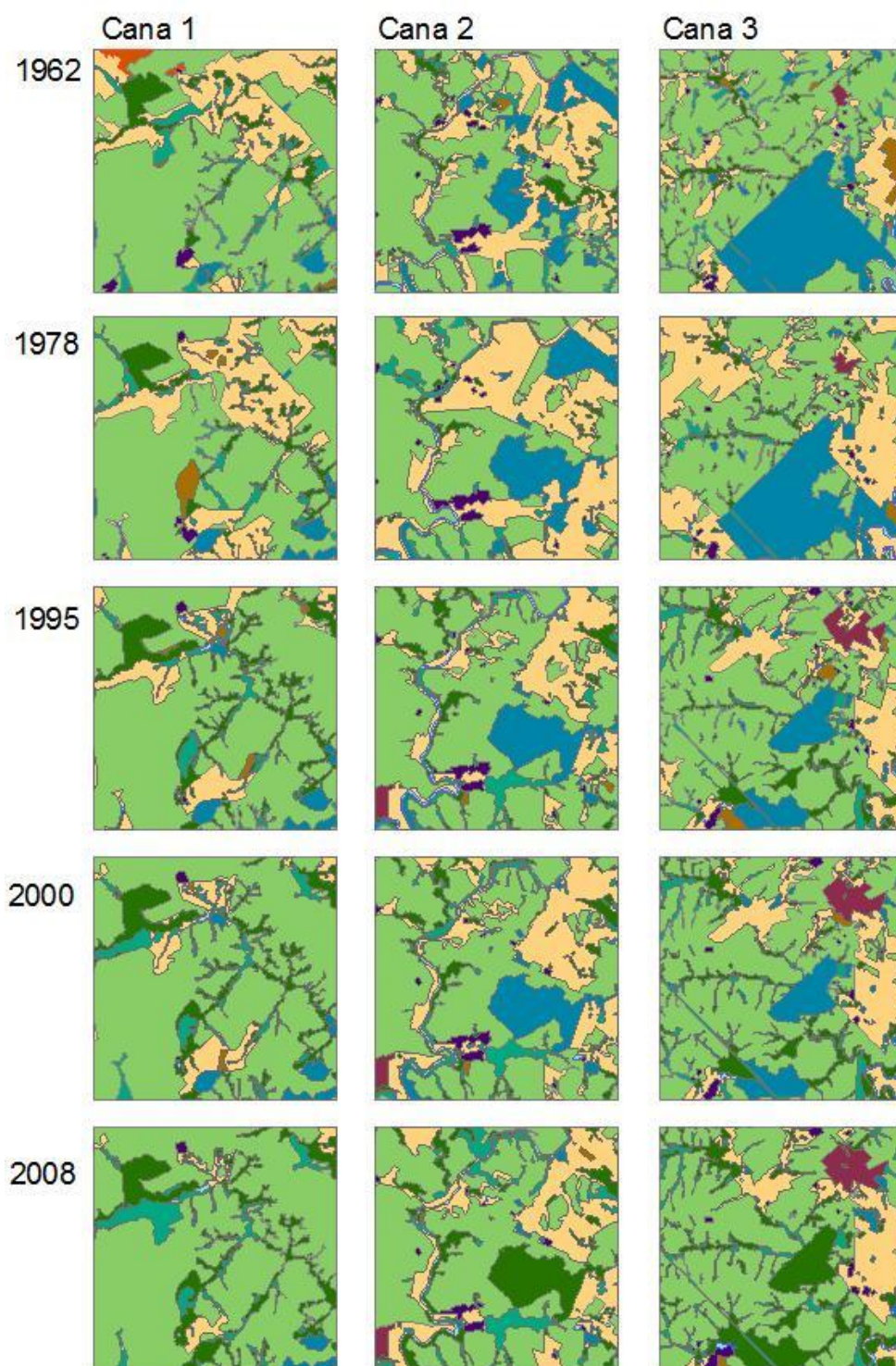
APÊNDICE B – Mapa de uso do solo dos anos de 1962, 1978, 1995, 2000 e 2008 nas unidades de pasto na bacia do rio Corumbataí - SP



**Legenda**

 Cana	 Mineração	 Solo exposto
 Citricultura	 Outros	 Vegetação natural: arbustiva-herbácea
 Corpos d'água	 Pasto	 Vegetação natural: florestal
 Instalações rurais	 Silvicultura	 Áreas urbanas

APÊNDICE C – Mapa de uso do solo dos anos de 1962, 1978, 1995, 2000 e 2008 nas unidades de cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí - SP



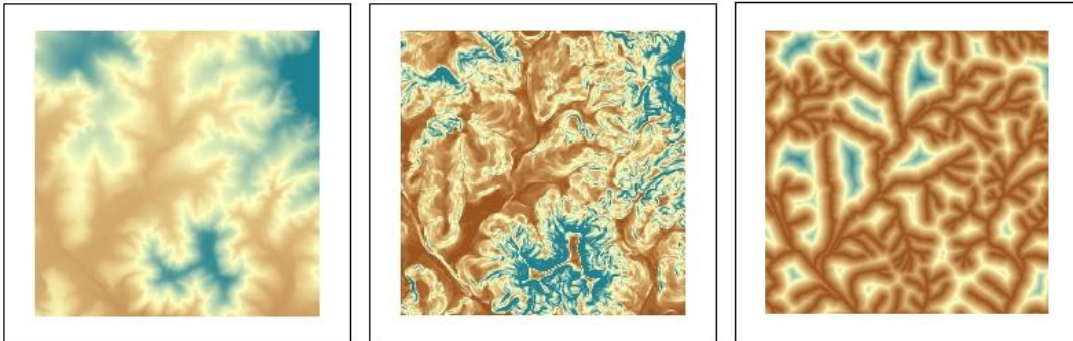
**Legenda**

 Cana	 Mineração	 Solo exposto
 Citricultura	 Outros	 Vegetação natural: arbustiva-herbácea
 Corpos d'água	 Pasto	 Vegetação natural: florestal
 Instalações rurais	 Silvicultura	 Áreas urbanas

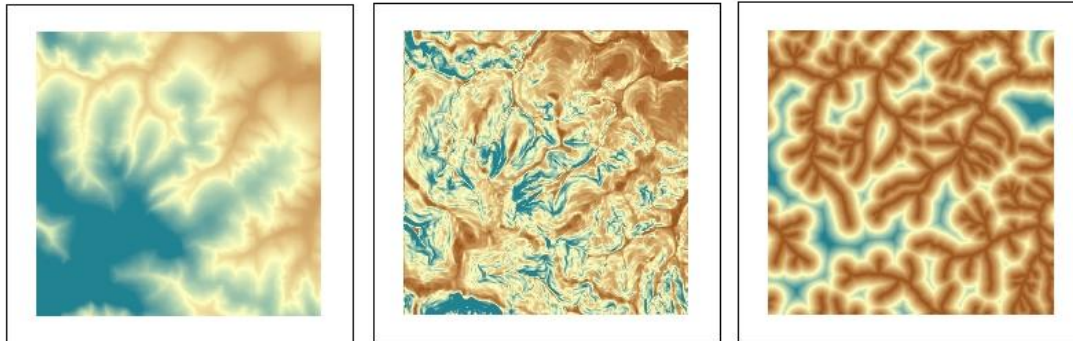


APÊNDICE D – Mapas de altitude, declividade e distância do rio para as unidades de pasto na bacia do rio Corumbataí - SP

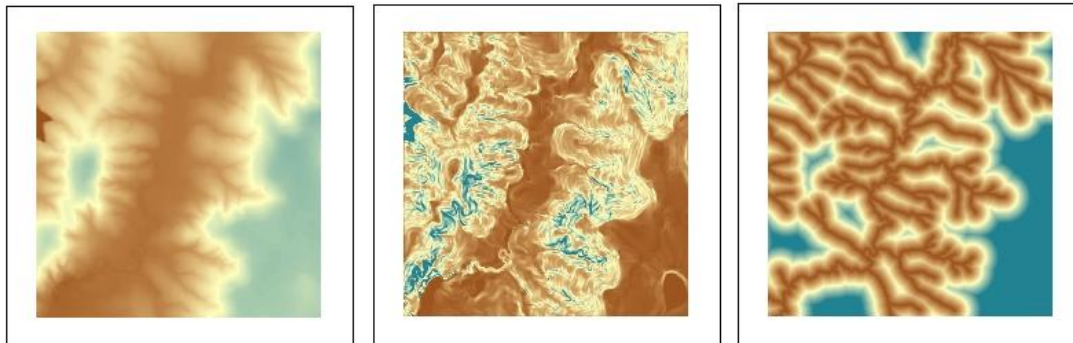
Pasto 1



Pasto 2



Pasto 3



**Legenda**

**Altitude (m)**



**Declividade (%)**

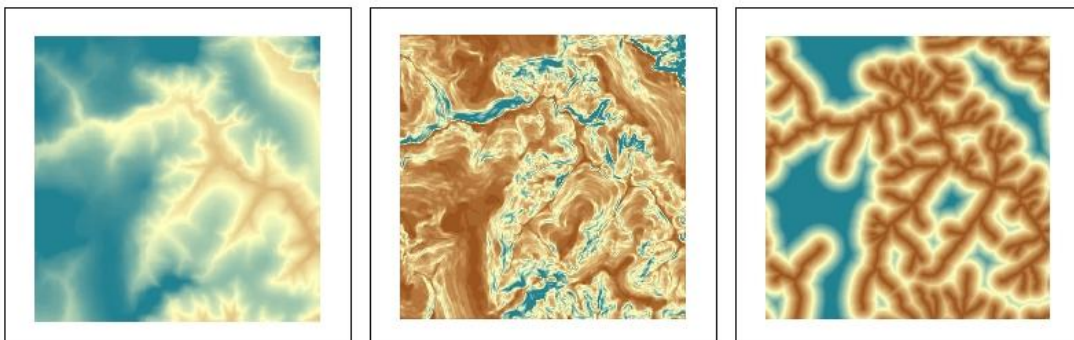


**Distância do rio (m)**

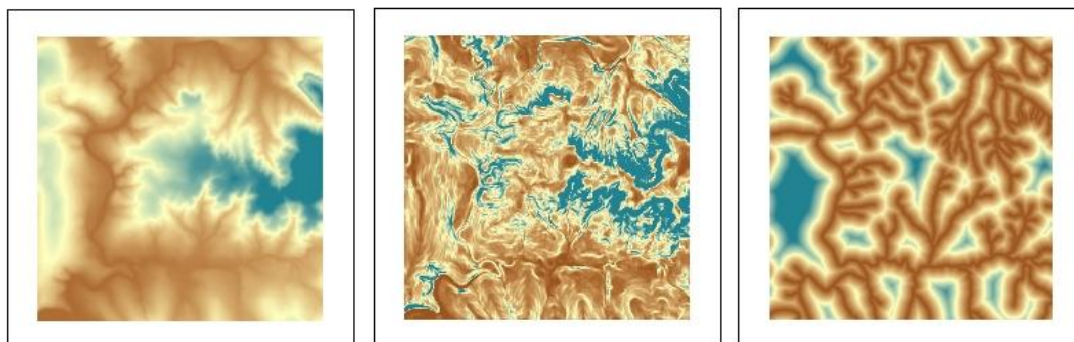


APÊNDICE E – Mapas de altitude, declividade e distância do rio para as unidades de cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí - SP

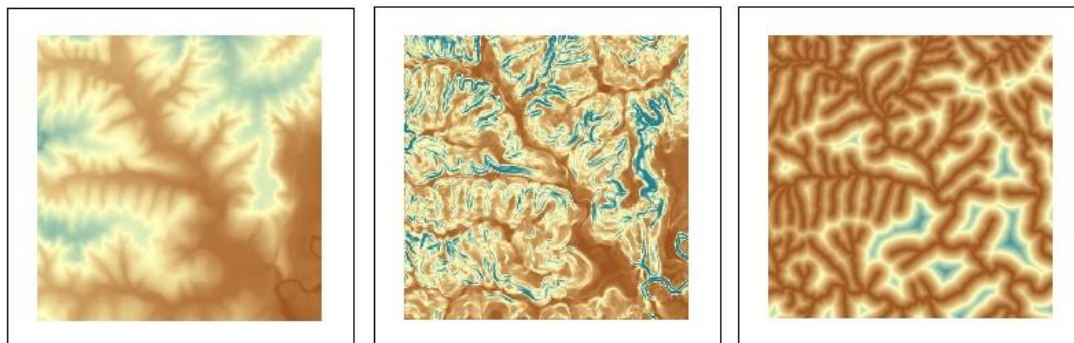
Cana 1



Cana 2



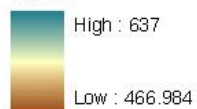
Cana 3



**Legenda**

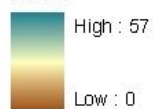
**Altitude (m)**

Value



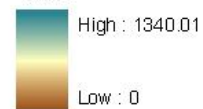
**Declividade (%)**

Value

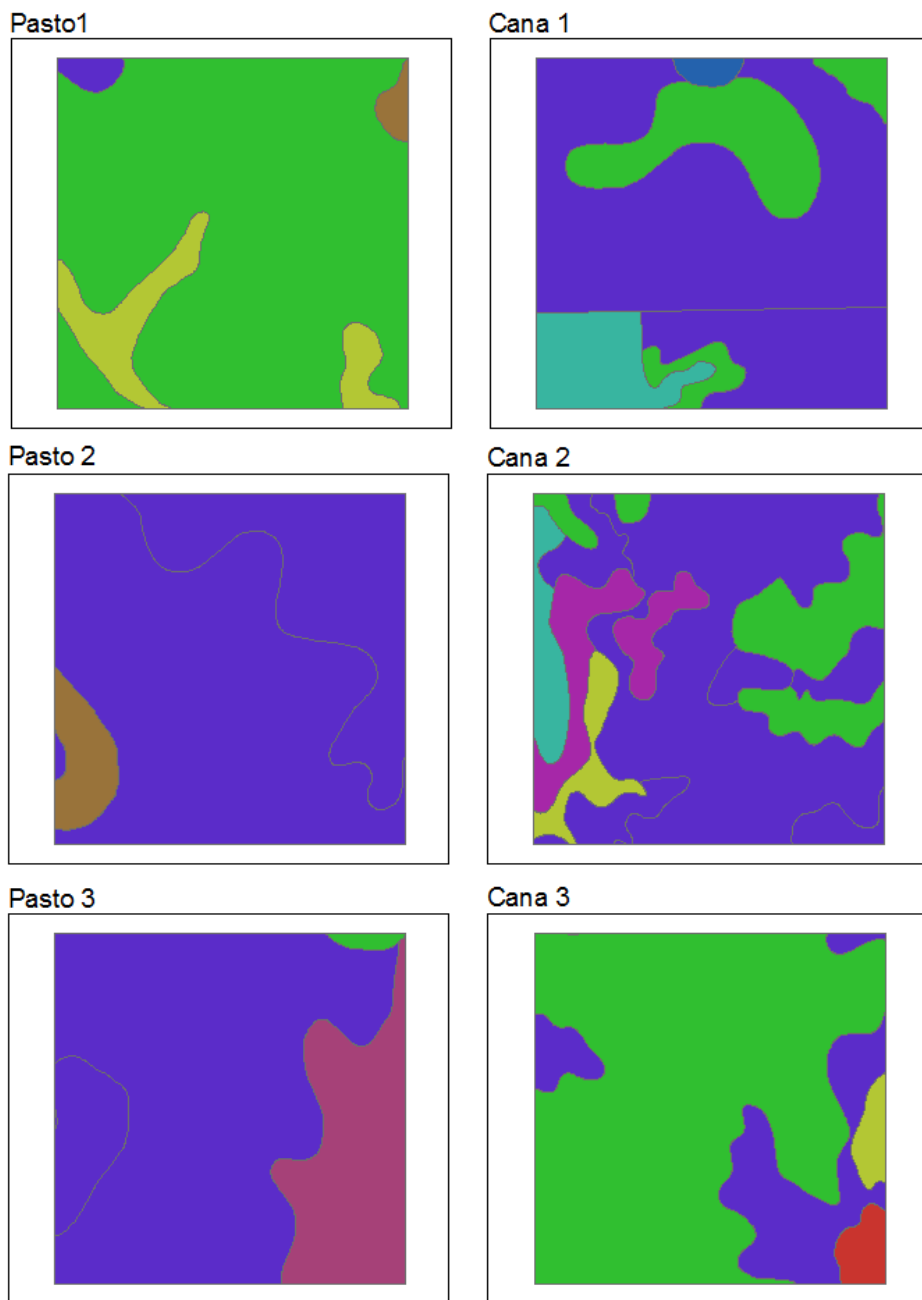


**Distância do rio (m)**

Value












APÊNDICE F – Mapa de solos das unidades de estudo da bacia do rio Corumbataí - SP

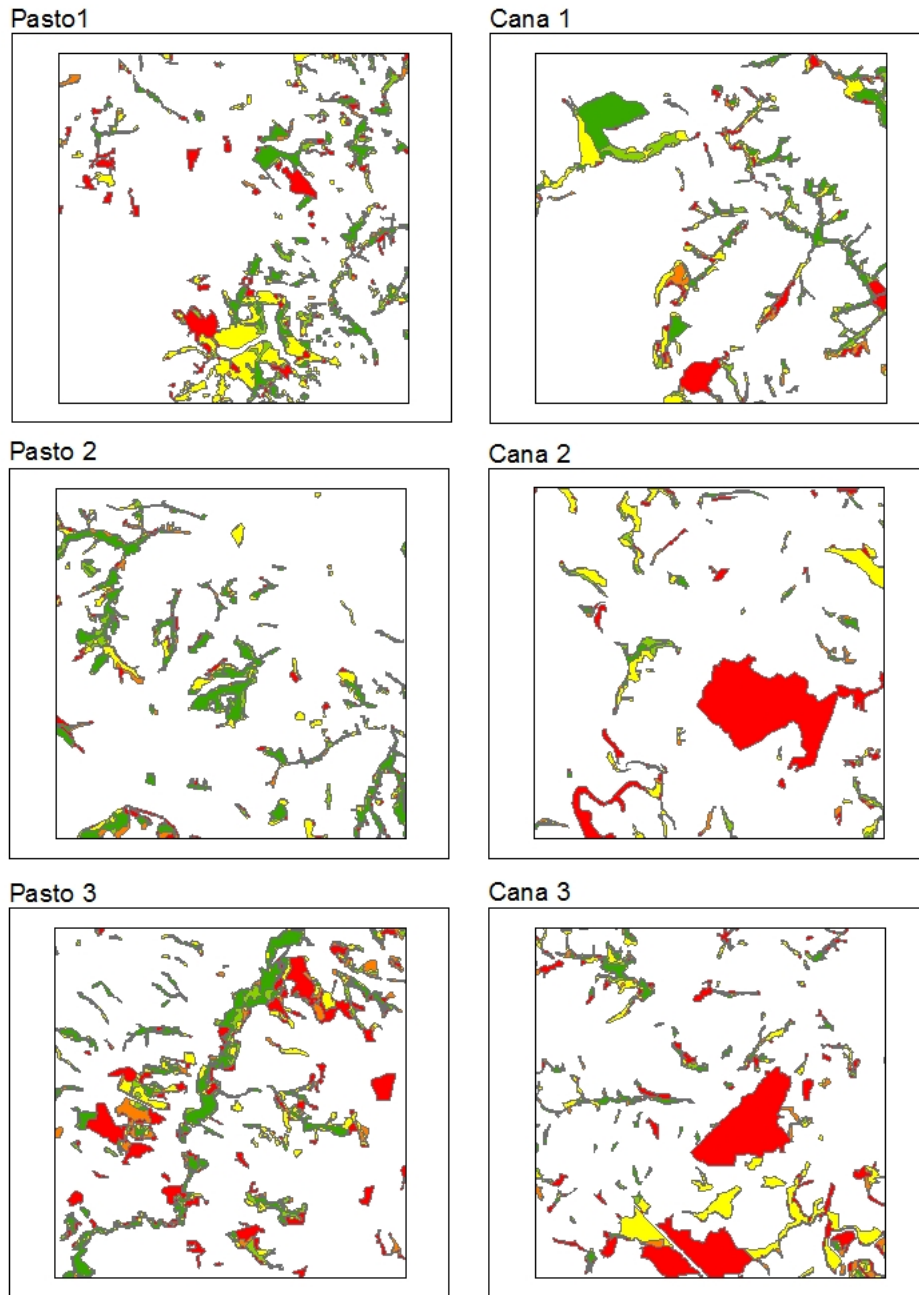


**Legenda**

**Solos**

 Argissolo vermelho	 Gleissolo	 Neossolo quartzarênico
 Argissolo vermelho-amarelo	 Latossolo vermelho	 Nitossolo
 Cambissolo	 Latossolo vermelho-amarelo	
	 Neossolo lítico	

APÊNDICE G – Mapa de idade mínima dos fragmentos florestais nas unidades de estudo da bacia do rio Corumbataí - SP



**Legenda**

**Idade**

