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

**Integridade do ecossistema, avaliada a partir da dinâmica de
temperatura de superfície e estoque de carbono no solo, na Bacia
do Rio Corumbataí, SP**

Rodrigo de Almeida Muniz

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor
em Ciências. Área de concentração: Engenharia de
Sistemas Agrícolas

**Piracicaba
2014**

**Rodrigo de Almeida Muniz
Engenheiro Agrônomo**

**Integridade do ecossistema, avaliada a partir da dinâmica de
temperatura de superfície e estoque de carbono no solo, na Bacia do Rio
Corumbataí, SP**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS ALBERTO VETTORAZZI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor
em Ciências. Área de concentração: Engenharia de
Sistemas Agrícolas

**Piracicaba
2014**

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

Muniz, Rodrigo de Almeida

Integridade do ecossistema, avaliada a partir da dinâmica de temperatura de superfície e estoque de carbono no solo, na Bacia do Rio Corumbataí, SP / Rodrigo de Almeida Muniz. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.
136 p: il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2014.

1. Geotecnologias 2. Agroecossistema 3. Análise multivariada 4. Landsat
I. Título

CDD 333.91
M966i

Aos meus pais, Neuza e Belarmino, pelo amor
e dedicação incondicional prestados.

Ofereço

À minha irmã Raquel e aos
meus irmãos Alexandre, Kleber e Dalbi
por serem pessoas de bem e exemplos a serem seguidos.

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP) pelo espaço e pela oportunidade de obter novos conhecimentos e ao CNPq pela bolsa de auxílio.

Ao Prof. Carlos Alberto Vettorazzi pela orientação, pois contribuiu para o meu enriquecimento pessoal e profissional e pela paciência diante às minhas limitações.

À Leila Sheila Silva Lisboa por todas as contribuições para este trabalho, sem as quais este não teria sido concluído.

Ao Prof. Plínio Camargo pela coorientação e apoio incondicional dado à execução, análise e escrita deste trabalho.

À Profa. Lucieta Guerreiro Martorano e ao Prof. Carlos Gustavo Tornquist, pois suas contribuições foram essenciais no direcionamento geral do trabalho.

A todas as pessoas que conheci e me ajudaram durante toda a maratona de coleta de amostras de solo, em especial ao Engenheiro Agrônomo Márcio da CATI de Santa Cruz da Conceição e ao produtor rural Sr. Jair Pinheiro.

Aos funcionários do Laboratório de Solos e Hidráulica, do LEB, em especial ao Zé, Gilmar e Sr. Antônio, que foram atuantes nos momentos em que solicitei ajuda.

A todos os funcionários, alunos e professores da Área de Topografia e Geoprocessamento da ESALQ.

Aos meus amigos Marcelo, Cláudia e Moisés pelo apoio que me deram assim que cheguei à Piracicaba.

Aos meus amigos da Piracicasa pela convivência durante todos esses anos.

Aos técnicos de laboratório Luis Silva e Fabiana Fracassi pela ajuda nas análises laboratoriais.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA/USP) pela ajuda e companheirismo.

Aos colegas do futebol, atletismo, luta, dança e pedalada por todos os momentos de lazer.

BIOGRAFIA

De ajudante de pedreiro a doutor.

"A menos que modifiquemos a
nossa maneira de pensar, não
seremos capazes de resolver os
problemas causados pela forma
como nos acostumamos a ver o
mundo".

Albert Einstein

SUMÁRIO

RESUMO.....	13
ABSTRACT	15
LISTA DE FIGURAS	17
LISTA DE TABELAS	21
1 INTRODUÇÃO	23
Referência	26
2 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE, EXTRAÍDA DO SENSOR TM-LANDSAT, NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP	27
Resumo	27
Abstract	27
2.1 Introdução	28
2.2 Material e métodos	30
2.2.1 Área de estudo	30
2.2.2 Base de dados	32
2.2.3 Pré-processamento e classificação digital de imagem	33
2.2.4 Estimativa do LST	34
2.2.5 Condições meteorológicas nos dias de obtenção das imagens de satélite	34
2.2.6 Índices de Sensoriamento Remoto	36
2.2.7 Análises estatísticas	36
2.2.8 Validação do LST	37
2.3 Resultados	37
2.3.1 Dinâmica do uso e cobertura da terra	37
2.3.2 Validação do LST	38
2.3.3 Efeitos do uso do solo sobre o LST	39
2.3.4 Análises de componentes principais	48
2.3.5 Análise de regressão múltipla	49
2.4 Discussão	51
2.5 Conclusões	53
Referências	54
3 ESTOQUES DE CARBONO EM DIFERENTES TIPOS DE SOLO E DE USO DO SOLO NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP	59
Resumo	59

Abstract.....	59
3.1 Introdução.....	60
3.2 Material e métodos	63
3.2.1 Área de estudo	63
3.2.2 Seleção das áreas de coleta.....	64
3.2.3 Descrição das sucessões	65
3.2.4 Amostragem e análises	68
3.2.5 Estoque de carbono e razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	68
3.2.6 Análises estatísticas	69
3.2.7 Dinâmica do estoque de carbono do solo e taxa de decomposição (TD).....	70
3.3 Resultados.....	71
3.4 Discussão	90
3.5 Conclusão.....	96
Referências.....	97
4 ANÁLISE ESPACIAL DOS EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO DO SOLO SOBRE OS ESTOQUES DE CARBONO NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP.....	103
Resumo	103
Abstract.....	103
4.1 Introdução.....	105
4.2 Material e métodos	107
4.2.1 Área de estudo	107
4.2.2 Mapas de uso e cobertura do solo e obtenção das unidades homogêneas de uso (UH)	107
4.2.3 Amostragem e análises	109
4.2.4 Estoque de carbono e razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	110
4.2.5 Análise estatística clássica e geoestatística	111
4.3 Resultados.....	112
4.4 Discussão	123
4.5 Conclusão.....	127
Referências.....	128
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	133
Referência	136

RESUMO

Integridade do ecossistema, avaliada a partir da dinâmica de temperatura de superfície e estoque de carbono no solo, na Bacia do Rio Corumbataí, SP

Este trabalho objetivou pesquisar a relação da temperatura de superfície (LST) e do estoque de carbono no solo (ECS) com os diferentes tipos de uso e cobertura do solo (UCT). Sabe-se que tais parâmetros podem ser influenciados pelas atividades antrópicas, podendo afetar a integridade do agroecossistema (IAG) da bacia do Rio Corumbataí (BRC). Entende-se por IAG, a capacidade de manutenção de suas propriedades “primitivas” e prestação de serviços ecossistêmicos à sociedade. Para alcançar o objetivo proposto, a dinâmica de UCT foi mapeada, a partir da classificação de imagens do satélite Landsat e fotografias aéreas, dos anos de 1962 a 2011. A LST foi obtida por técnicas de sensoriamento remoto, utilizando a banda termal do sensor TM (Thematic Mapper) do Landsat, para os anos de 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011. A análise do ECS foi feita a partir da coleta de amostras de solo, em diferentes UCT: mata nativa, cana-de-açúcar, pastagem e fruticultura, na profundidade de 0-10 e 10-20 cm. Os resultados indicaram que a LST e os ECS da área de estudo são influenciados pelo UCT e pelo manejo das culturas. Verificou-se ainda que algumas políticas agrícolas, adotadas no período de 1962 a 2011, influenciaram a dinâmica de UCT e, conseqüentemente, a capacidade do agroecossistema da BRC no fornecimento de serviços ecossistêmicos e também geraram custos ambientais. A abordagem interdisciplinar adotada neste trabalho, com o emprego das geotecnologias, mostrou ser capaz de avaliar a integridade do agroecossistema da BRC, podendo subsidiar o planejamento de uso do solo visando a maximizar a relação benefício/custo das atividades antrópicas, considerando a LST e o ECS. Tal abordagem pode ser aplicada em diferentes áreas do conhecimento para a análise da sustentabilidade e integridade ambiental dos agroecossistemas.

Palavras-chave: Geotecnologias; Agroecossistema; Análise multivariada; Landsat

ABSTRACT

Ecosystem integrity, assessed by the surface temperature dynamics and soil organic carbon stock, in the Corumbataí River Basin, SP

In this work, the aim was search the relationship between both surface temperature (LST) and soil organic carbon (SOC) with several sort of land use cover (LUC). We know such a parameters can be influenced by anthropic activities, it can affects the Corumbataí River basin (CRB) agro ecosystem integrity (AGI). AGI means, the capacity of both maintenance of its “primitive” properties and supplies public ecosystem service. Reaching the proposed goal, the LUC dynamic was mapping through both Landsat-TM image classification and aerial photography from 1962 to 2011. The LST has been obtained by remote sensing technique through Lansat-TM thermal band to the years 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 and 2011. The ECS analyze was carried out by soil sample collected in different type of LUC: forest native, sugar cane, pasture and orchard, in the 0-10 and 10-20 cm depths. The results have indicated both the BRC of the LST and SOC are influenced by both together LUC and crop tillage. Furthermore, some agricultural policy adopted during from 1962 to 2011 influenced the LUC dynamic, thus the CRB agro ecosystem capacity of supply agro ecosystem services as well as provided environmental cost. The interdisciplinary approach employed, with the use of geotechnologies, has shown to be able to assessment the CRB agro ecosystem integrity, it can supports the LUC planning in order to maximize the benefit/cost ratio anthropic activities, considering both the LST and ECS. Such an approach can be applied in several knowledge areas to evaluation of sustainability and agro ecosystem environmental integrity.

Keywords: Geotechnology; Agro ecosystem; Multivariate analyze; Landsat

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Localização geográfica e municípios que integram a bacia do Rio Corumbataí, SP.....	32
Figura 2.2 - Condições meteorológicas predominantes na bacia do Rio Corumbataí no período contado de 30 dias anteriores até a passagem do satélite.	35
Figura 2.3 - Dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra na Bacia do Rio Corumbataí, SP.....	38
Figura 2.4 – Temperatura do ar observada e temperatura estimada da superfície, por sensoriamento remoto, na bacia do Rio Corumbataí, SP.	39
Figura 2.5 - Variabilidade espacial da temperatura da superfície da bacia do Rio Corumbataí para os anos de 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011.....	42
Figura 2.6 - Densidade de probabilidade do LST em diferentes classes de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Corumbataí entre os anos de 1985 a 2011.....	43
Figura 2.7 - Densidade de probabilidade do NDVI em diferentes classes de uso e cobertura da terra na bacia do Rio Corumbataí, entre os anos de 1985 a 2011.	44
Figura 2.8 - Padrão especial do NDVI na bacia do Rio Corumbataí nos anos de 2002 e 2011.	46
Figura 2.9 - Diagrama teórico do índice de umidade nos anos de 1999 e 2011.....	47
Figura 2.10 - Densidade de probabilidade do NDBI em diferentes classes de uso e cobertura da terra na bacia do Rio Corumbataí, entre os anos de 1985 a 2011.	48
Figura 2.11 - Análise de componentes principais das variáveis LST, NDVI, NDBI, MI e altitude, da bacia do Rio Corumbataí, das imagens correspondentes aos anos de 1985, 1999, 2002 e 2011..	50
Figura 3.1 - Localização, grupos de solo da bacia do Rio Corumbataí e localização das áreas selecionadas e seus respectivos usos e coberturas.	66

Figura 3.2 - Densidade do solo nas camadas 0-10 e 10-20 cm em diferentes sucessões mata nativa para cultivos agrícolas na bacia do Rio Corumbataí, SP.....	72
Figura 3.3 – Estoque de carbono total (0-20 cm) corrigido pela camada equivalente da mata nativa em função da textura e tipo de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Corumbataí, SP.....	78
Figura 3.4 - Estoques de carbono total corrigido nas camadas 0-10 e 10-20 cm de profundidade para todas as parcelas coletadas na bacia do Rio Corumbataí.....	79
Figura 3.5 - Composição isotópica de solos de textura arenosa sob mata nativa e cultivos agrícolas e pastagens na bacia do Rio Corumbataí, SP.....	81
Figura 3.6 - Composição isotópica de solos de textura argilosa sob mata nativa e cultivos agrícolas e pastagens na bacia do Rio Corumbataí, SP.....	82
Figura 3.7 - Estoques de carbono (Mg C ha^{-1}): total (ECT), pastagem (EC4) e mata nativa (EC3), e taxas de decomposição dos estoques de carbono ($\text{Mg ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$): ECT, EC4 e EC3, na camada 0-20 cm e em solos de textura arenosa e argilosa na bacia do Rio Corumbataí, SP.	85
Figura 3.8 - Estoques de carbono (Mg C ha^{-1}): total (ECT), cana-de-açúcar (EC4) e mata nativa (EC3), e taxas de decomposição dos estoques de carbono ($\text{Mg ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$): ECT, EC4 e EC3, na camada 0-20 cm e em solos de textura arenosa e argilosa na bacia do Rio Corumbataí, SP.....	88
Figura 3.9 - Estoques de carbono (Mg C ha^{-1}): total (ECT), cultura (EC4) e mata nativa (EC3), e taxas de decomposição dos estoques de carbono ($\text{Mg ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$): ECT, EC4 e EC3, na camada 0-20 cm e em solos de textura arenosa na bacia do Rio Corumbataí, SP.	90
Figura 4.1 – Mapa de localização da bacia do Rio Corumbataí, SP, e localização dos pontos de coleta das amostras de solo.	110
Figura 4.2 – Semivariograma utilizado para a interpolação do mapa de conteúdo de areia do solo usando a krigagem convencional (A) e validação do modelo por meio da validação cruzada (B).....	113

Figura 4.3 – Mapa de conteúdo de areia (%) e classes de textura da bacia do Rio Corumbataí, SP.	114
Figura 4.4. - Mapa de uso e cobertura da terra dos anos de 1962, 1972, 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011 da bacia do Rio Corumbataí, SP.	117
Figura 4.5 – Taxa de mudança de uso e cobertura da terra durante os anos de 1962 a 2010 na bacia do Rio Corumbataí, SP.	118
Figura 4.6 – Estoque de carbono atual total (ECT) de C4 (EC4) atual nas camadas 0-10, 10-20 e 0-20 cm na bacia do Rio Corumbataí, SP.	121
Figura 4.7 – Proporção do estoque de carbono oriundo da cultura (EC4) em relação ao estoque de carbono total atual do solo (ECT), em diferentes profundidades na bacia do Rio Corumbataí, SP.	122
Figura 4.8 – Mudanças (%) no estoque de carbono total do solo (ECT) em relação ao estoque de carbono de referência do solo em diferentes profundidades na bacia do Rio Corumbataí, SP.	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Quantificação das classes de uso e cobertura da terra no período de 1985 a 2011 na bacia do rio corumbataí	37
Tabela 2.2 - Teste de comparação de médias do LST em diferentes épocas na bacia do Rio Corumbataí, SP	40
Tabela 2.4 - Coeficientes da regressão múltipla entre o LST e NDVI, NDBI, MSI e altitude de cada	49
Tabela 3.1 - Coordenadas geográficas, tipos de vegetação e solo, classe de textura, conteúdo de areia, silte e argila (%) e sucessão de cada uma das áreas coletadas na bacia do Rio Corumbataí e seu entorno	67
Tabela 3.2 - Estrutura dos dados e identificação das parcelas coletadas em cada área coletada na bacia do Rio Corumbataí	70
Tabela 3.3 - Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg^{-1}) e relação C/N das camadas superficial (0-10 cm) e sub superficial (10-20 cm) das parcelas amostradas em solos da bacia do Rio Corumbataí, SP	74
Tabela 3.3 - Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg^{-1}) e relação C/N das camadas superficial (0-10 cm) e sub superficial (10-20 cm) das parcelas amostradas em solos da bacia do Rio Corumbataí, SP	75
Tabela 3.3 - Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg^{-1}) e relação C/N das camadas superficial (0-10 cm) e sub superficial (10-20 cm) das parcelas amostradas em solos da bacia do Rio Corumbataí, SP	76
Tabela 3.4 - Composição isotópica média (‰) de solos de textura arenosa e argilosa nas camadas de 0-10 e 10-20 cm sob mata nativa e cultivos agrícolas e pastagem na bacia do Rio Corumbataí, SP	80
Tabela 3.5 - Estoque de carbono total e de C4 (Mg ha^{-1}) e teste de significância em solos de textura arenosa e argilosa na camada de 0-20 cm em diferentes tipos de uso na bacia do Rio Corumbataí, SP	81
Tabela 3.6 - Estoque de carbono total e C4 (Mg ha^{-1}) e densidade do solo (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em diferentes tipos de solo e cultivos na bacia do Rio Corumbataí, SP	83

Tabela 3.6 - Estoque de carbono total e C4 (Mg ha^{-1}) e densidade do solo (g cm^{-3}) (média $\pm$ erro padrão da média) em diferentes tipos de solo e cultivos na bacia do Rio Corumbataí, SP	84
Tabela 4.1 - Evolução das classes de uso e cobertura do solo no período de 1962 a 2011 na bacia do Rio Corumbataí, SP	115
Tabela 4.2 - Estoque de carbono total (Mg ha^{-1}) do solo em diferentes classes de textura de solo, tipos de uso e cobertura do solo e em diferentes camadas na bacia do Rio Corumbataí, SP	119
Tabela 4.3 - Estoque de C4 total (Mg ha^{-1}) do solo em diferentes classes de textura de solo, tipos de uso e cobertura do solo e em diferentes camadas na bacia do Rio Corumbataí, SP	119

1 INTRODUÇÃO

Os agroecossistemas e os sistemas naturais desempenham um papel fundamental, sendo responsáveis por suprir a demanda da população mundial por alimento, fibra, combustível, dentre outras necessidades. Para tanto, cerca de 50% das terras “usáveis” do planeta já se encontram ocupadas por pastagem ou culturas. A intensidade com que um agroecossistema é explorado é função da demanda por produtos pela população. Nas últimas décadas a taxa de crescimento populacional aumentou exponencialmente e estima-se que até 2050 a população global aumente em cerca de 50% (U. S. CENSUS BUREAU, 2012). Em decorrência do aumento da população, houve aumento da intensidade de exploração dos agroecossistemas, por meio da adoção de técnicas de irrigação, fertilização, uso de pesticidas, entre outros. Tais técnicas trouxeram consigo diversos problemas ambientais e sociais como, por exemplo, salinização do solo, eutrofização de corpos hídricos, poluição do solo, ar, água e dos alimentos, superexploração dos recursos naturais, entre outros problemas ambientais. Considerando o prognóstico de aumento da demanda por bens de consumo, o atual desafio é fazer a agricultura dar um outro salto de produtividade a custo mínimo à sociedade e para o ambiente, ou seja, uma agricultura sustentável.

Agricultura sustentável envolve maximização dos benefícios à sociedade e ao meio ambiente, pelo fornecimento de bens de consumo básico e serviços ecossistêmicos, como, por exemplo, práticas de manejo que visem à conservação da fertilidade natural do solo e podem reduzir o uso de fertilizantes e diminuir o risco de salinização do solo e eutrofização dos corpos hídricos. Práticas de cultivo mínimo, plantio direto e eliminação de queimadas podem promover o acúmulo de carbono no solo e, consequentemente, reduzir a emissão de CO₂ à atmosfera, um dos gases do efeito estufa. A manutenção da cobertura vegetal protege o solo contra a erosão, perda de água, oscilação térmica, risco de enchentes, entre outros. Tecnologias e práticas que promovam aumento da produtividade agrícola podem reduzir a pressão por novas fronteiras agrícolas e, consequentemente, reduzir o desmatamento, preservando a capacidade dos sistemas naturais de fornecer serviços ecossistêmicos à sociedade.

Como a sociedade recebe custos e benefícios da exploração dos agroecossistemas e ecossistemas naturais, o manejo desses sistemas em nível de propriedade ou em uma escala maior, como por exemplo, em uma cidade, bacia

hidrográfica ou mesmo um país, deve buscar maximizar a relação benefício/custo das ações a serem executadas. No entanto, tais custos e benefícios podem ser difíceis de serem percebidos e mensurados, quando isso é possível, pois devem levar em consideração aspectos econômicos, sociais e ambientais. Porém, são indispensáveis ao planejamento e gestão dos ecossistemas naturais e antropizados.

A capacidade de um ecossistema em cumprir com o seu papel, de fornecimento de serviço ecossistêmicos e bens de consumo, depende da sua integridade ambiental. Karr e Dudley (1981) definiram integridade ambiental, para ambientes aquáticos, como a capacidade de um ecossistema suportar e manter uma comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptada, com uma composição de diversidade e organização funcional de espécies comparada a um ecossistema de região similar, sem distúrbio associado. Complementando, os autores citaram que um sistema que possui integridade pode suportar e se recuperar da maior parte das perturbações impostas por processos naturais, bem como muitas perturbações induzidas pelo homem. Tal conceito será expandido neste trabalho aos agroecossistemas e aos ecossistemas naturais.

Pelo exposto, verifica-se a necessidade de manutenção da integridade e a contabilização de todos os custos e benefícios dos ecossistemas. Estudo nesta linha é um desafio, que demanda uma grande quantidade de recursos e profissionais de diversas áreas do conhecimento. São necessárias, também, pesquisas em escala local com objetivo de encontrar soluções para problemas pontuais, bem como pesquisas em escala regional e global, capazes de integrar as inter-relações dentro de um ecossistema complexo.

Diante do desafio apresentado, este trabalho objetivou analisar o efeito das mudanças de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Corumbataí, SP, sobre a sua integridade ambiental, avaliando aspectos relacionados ao padrão de distribuição térmica, expresso pela temperatura de superfície, e o efeito das mudanças de uso do solo sobre seus estoques, considerando as principais atividades praticadas na bacia, cultivo de cana-de-açúcar, pastagem e fruticultura.

Para atender o objetivo geral deste trabalho, o presente texto foi organizado da seguinte forma:

Capítulo 2 – DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE, EXTRAÍDA DO SENSOR TM-LANDSAT, NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP.

A alteração do padrão de distribuição térmica na superfície é um dos principais efeitos da antropização dos ecossistemas naturais, sendo influenciado pelo tipo de uso e cobertura do solo. Dependendo da intensidade das mudanças em tais padrões, pode ocorrer alteração na temperatura de toda uma região, consequentemente afetando as relações entre o solo, água, planta e atmosfera local. Assim, por meio de uma abordagem espaço-temporal, estudou-se o efeito do uso e cobertura do solo sobre a temperatura de superfície da bacia do Rio Corumbataí. Para isso foram utilizados mapas de uso e cobertura do solo dos anos de 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011 e mapas de temperatura da superfície, dos mesmos anos, estimados por meio da banda termal do sensor TM-Landsat. Objetivou-se verificar os usos com maior potencial de elevação da temperatura da superfície e identificar quais as características da superfície mais influentes à temperatura.

Capítulo 3 – ESTOQUES DE CARBONO EM DIFERENTES TIPOS DE SOLO E DE USO DO SOLO NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP.

O histórico de uso do solo na bacia do Rio Corumbataí baseou-se principalmente nos plantios de cana-de-açúcar e pastagem, o que conduziu a uma conversão gradual da cobertura natural por cultivos, culminando em uma reduzida cobertura de vegetação nativa. A conversão da mata nativa por cultivos ou pastagem tem potencial para a redução dos estoques de carbono do solo, por meio da emissão de CO₂ à atmosfera, um dos gases do efeito estufa. Dada a importância da manutenção dos estoques de carbono solo, objetivou-se analisar o efeito da conversão de mata nativa para pastagem, cana-de-açúcar e fruticultura, por meio de coletas de amostras de solo nas camadas de 0-10 e 10-20 cm de profundidade, em diferentes tipos de solo na bacia do Rio Corumbataí.

Capítulo 4 – ANÁLISE ESPACIAL DOS EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO DO SOLO SOBRE OS ESTOQUES DE CARBONO NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP.

Os dados processados no Capítulo 3 foram espacializadas na bacia do Rio Corumbataí. Considerou-se que áreas com mesmo tipo de uso e classe de textura possuíam estoques de carbono semelhante. A partir deste pressuposto, a bacia do Rio Corumbataí foi dividida em unidades homogêneas de uso (UH). Um valor de

estoque de carbono foi atribuído a cada UH, obtendo-se mapas de estoque de carbono atual do solo e mapas de variação dos estoques de carbono total e proveniente da cultura. A dinâmica de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Corumbataí foi modelada do ano de 1962 ao ano de 2011. A partir da modelagem da dinâmica de uso, verificou-se a tendência de expansão e redução das principais culturas presentes na bacia. Com a integração dos mapas de carbono no solo e a modelagem da dinâmica de uso do solo, objetivou-se identificar regiões com maior fragilidade à mudança dos estoques de carbono e, a partir do prognóstico de modificação do uso atual do solo, verificar quais as possíveis influências sobre os estoques de carbono atuais do solo para os próximos anos.

Referência

KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, Amsterdam, v. 5, n. 1, p. 55-68, 1981.

U.S. CENSUS BUREAU, Statistical Abstract of the United States: 2012 (131st Edition) Washington, DC, 2011; <<http://www.census.gov/compendia/statab/>>

2 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE, EXTRAÍDA DO SENSOR TM-LANDSAT, NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP

Resumo

Neste estudo se empregou sistemas de informações geográficas e técnicas de sensoriamento remoto para investigar o efeito do uso e cobertura do solo sobre a temperatura da superfície (LST) nos anos de 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011, na bacia do Rio Corumbataí (BRC), SP. O padrão espacial da LST foi derivado de imagens do satélite Landsat, por meio da banda termal do sensor TM. Estudou-se a relação entre os índices NDVI, NDBI, MI e da altitude com a LST. A LST da BRC foi crescente até o ano de 1999 e reduziu até o ano de 2011. O padrão espacial da LST foi influenciado pelo uso e cobertura do solo e por eventos de precipitação que antecederam as coletas das imagens pelo satélite. Houve correlação negativa da LST com o NDVI e MI e positiva com o NDBI. A LST em áreas de pastagem e em áreas de cana-de-açúcar colhida podem ser superiores a LST dos centros urbanos, dependendo das condições de umidade do ambiente. Áreas de fruticultura têm alto potencial para a formação de “ilhas de calor” e de elevação da LST na porção norte da Bacia do Rio Corumbataí. Conclui-se que os dados do TM-Landsat associados aos dados coletados a campo apresentam potencial para identificação de padrões térmico-hídricos em estudos de bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto; Índices de vegetação; Uso e cobertura do solo

Abstract

In this study, Geographical Information System and Remote Sensing techniques were employed in order to investigate the effect of land use/land cover on land surface temperature (LST) for 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 and 2011, in the Corumbataí River basin (BRC), SP. The LST spatial pattern was derived from the thermal band image of the TM-Landsat sensor. It was studied the relationship between NDVI, NDBI, MI, altitude and LST. The LST of the BRC increased by 1999 and decreased by 2011. The LST spatial pattern has been influenced by both land use/land cover and precipitation events preceding the image date. There is a negative correlation between LST and both NDVI and MI, and positive correlation with NDBI. Pasture and harvested sugar cane areas can present LST higher than build-up land, depending on environment moisture conditions. Orchard has high potential to become “heat islands” and increase the temperature of the north portion of BRC. Therefore we conclude that the association between the data from the TM-Landsat and the field data has potential to identify thermal hydric patterns in basins studies.

Keywords: Remote sensing; Vegetation indices; Land use/land cover

2.1 Introdução

A antropização dos ambientes tem causado diversos impactos nos ecossistemas naturais, uma vez que a demanda crescente da população por alimento e recursos naturais aumenta a pressão sobre estes ambientes, que passam a ser utilizados de forma intensiva, muitas vezes sem os devidos cuidados com a preservação e/ou conservação de suas características. O estudo da dinâmica dos grandes padrões na paisagem pode auxiliar na detecção e contabilização, bem como na prevenção de possíveis impactos. No entanto, os efeitos decorrentes de ações antrópicas muitas vezes não são pontuais, promovendo causas e consequências em escala regional e até global. Portanto, estudos voltados à dinâmica desses padrões em bacias hidrográficas, podem ser adequados, visto que estas representam um espaço tridimensional natural que integram as interações entre os ambientes naturais, as atividades econômicas e sociais do homem.

Um dos principais efeitos relacionados à antropização tem sido o aumento da temperatura de superfície (LST), principalmente nos grandes centros urbanos (MENG; LIU, 2013; ORHAN et al., 2014; ROGAN et al., 2013; XIE et al., 2013). O padrão de distribuição térmica em uma bacia hidrográfica é influenciado pelo tipo de uso e cobertura do solo, geralmente com maiores temperaturas nos centros urbanos e menores nas áreas rurais em seu entorno. Entretanto, dependendo do tipo de uso e da forma com que o solo é utilizado, este padrão, pode ser igualado ou mesmo invertido. Dependendo da intensidade da mudança nos padrões de distribuição térmica, estes podem alterar a temperatura de toda a bacia e, conseqüentemente, impactar as interações no sistema solo-corpos hídricos-plantas-atmosfera.

O balanço de energia à superfície foi descrito por Bowen (1926), em que o saldo de radiação à superfície (R_n) é dividido em três componentes, os fluxos de calor latente, sensível e no solo, sendo o fluxo de calor latente a fração do R_n destinada à evaporação e à transpiração das plantas. O fluxo de calor sensível é a fração do R_n destinada ao aquecimento do ar e, o fluxo de calor no solo é a fração destinada ao aquecimento do solo. A dimensão de cada fração do R_n particionada em cada componente do balanço de energia é

função do conteúdo de água no solo, índice de área foliar, temperatura, radiação global, umidade relativa do ar entre outros.

Em superfícies vegetadas com alto índice de área foliar, a maior fração do R_n é alocada para a evapotranspiração das plantas consequentemente reduzindo as frações destinadas ao aquecimento do ar e do solo. Da mesma forma, superfícies sem cobertura vegetal alocam maiores frações do R_n para o aquecimento do ar e, principalmente, do solo. Quando a temperatura do solo é maior que a temperatura do ar, a energia armazenada no solo é transferida por condução às camadas de ar próximas à superfície. O aquecimento dessas camadas gera um gradiente de pressão e, por convecção, a energia é transportada às camadas superiores de ar (COUREL et al., 1984; WANG et al., 2005; ZHANG et al., 2014).

Os fatores que influenciam esses processos podem ser de escala global, regional ou local. Nas escalas regional e local, diferenças de tipo de uso e cobertura do solo podem influenciar nos processos de transferência de calor e no fracionamento do R_n aos diferentes componentes do balanço de energia. As características dos diferentes materiais da superfície, como edificações, asfalto e concreto, têm alta retenção de calor e baixa emissividade, resultando em um aumento do fluxo de calor sensível e menor fluxo de calor latente, quando comparados a superfícies vegetadas (LIU et al., 2012; ZHAN et al., 2012).

A temperatura da superfície pode ser obtida através de imagens de sensores orbitais como os do satélite Landsat. Qin et al. (2001) desenvolveram um algoritmo, baseado na equação de transferência térmica, para estimar o LST a partir de dados obtidos da banda 6 do sensor TM-LANDSAT. O algoritmo requer apenas dois parâmetros atmosféricos, a transmitância e temperatura atmosférica média.

As características de interceptação da radiação do dossel das plantas, que estão diretamente ligadas à fotossíntese, resistência estomática e evapotranspiração podem ser inferidas da medida da radiação solar refletida pela banda do infravermelho próximo e do vermelho do satélite LANDSAT. Tais características podem ser expressas por meio do NDVI (Normalized Difference Vegetation Index (TUCKER; SELLERS, 1986). Devido à grande aplicabilidade do NDVI, este tem sido utilizado extensivamente para a caracterização da vegetação, estimativa de biomassa em florestas nativas e culturas, qualidade da vegetação, detecção de áreas verdes e outras (MCMANUS et al., 2012;

RAO et al., 2013; WANG et al., 2013; CABRERA-BOSQUET et al., 2011; HASEGAWA et al., 2010; LOKUPITIYA et al., 2010).

Informações de áreas urbanas e áreas com baixa cobertura vegetal podem ser extraídas pelo índice NDBI (Normalized Difference Built-up Land Index) que se baseia no fato de áreas construídas e solo exposto terem maior refletância no infravermelho próximo do que no infravermelho médio, destacando principalmente áreas urbanas e solo exposto (ZHA et al., 2003).

O índice MI (Moisture Index) não fornece a estimativa da quantidade de umidade do solo, mas é sensível a variedades de tipos de superfícies úmidas, relativas a outras propriedades dentro de uma determinada cena, além de ser sensível a uma grande variedade de tipos de cobertura e robusto o suficiente para ser independente de medidas *in situ* (DUPIGNY-GIROUX; LEWIS, 1999).

Sendo a cobertura vegetal e o conteúdo de água do ambiente os principais fatores condicionantes dos processos envolvidos no fracionamento do R_n e, conseqüentemente, no LST, objetivou-se neste trabalho analisar de forma integrada a altitude, os índices: NDVI, NDBI e MI relacionando-os com o LST, estimados a partir de imagens de sensor TM-Landsat, em função dos diferentes tipos de uso e cobertura do solo, nos anos de 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011, da bacia do Rio Corumbataí, SP.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

A bacia do Rio Corumbataí (BRC) está localizada entre os paralelos 22° 04' 46" S e 22° 41' 28" S e os meridianos 47° 27' 40" W e 47° 55' 03" W. O perímetro é de aproximadamente 301 km, com 63 km de extensão na direção N-S e 46km na direção L-O. Possui uma área de 1.710 km², abrangendo os municípios de Corumbataí, Ipeúna, Rio Claro e Santa Gertrudes e parte dos municípios de Analândia, Charqueada, Itirapina e Piracicaba. A BRC integra o sistema Tietê-Paraná, composto ainda pelas bacias dos Rio Jaguari e Atibaia (Figura 2.1).

A altitude da bacia está na faixa de 470 a 1.058 m, da foz à nascente. O clima da região, conforme a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, subtropical seco no inverno e chuvoso no verão e temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. As temperaturas mais elevadas ocorrem nos meses de dezembro a março e as mais baixas nos meses de junho e julho, sendo a temperatura média próxima a 17°C. O regime de chuva é típico de clima tropical, com duas estações bem definidas, um período seco de março a setembro e um período chuvoso de outubro a fevereiro, período que responde por mais de 80% da precipitação anual. Segundo Troppmair (1974) a precipitação pluvial média anual é de 1.390 mm. A insolação é em média de 2.420 horas e os ventos são moderados durante o ano, com direção predominante de E-SE (KOFFLER, 1993).

Os principais tipos de uso do solo na BRC são agricultura e pecuária, predominando o cultivo de cana-de-açúcar e a pastagem extensiva. A colheita da cana-de-açúcar ocorre entre os meses de abril a novembro, atualmente com predomínio de colheita mecanizada. Até 2002 esta foi realizada manualmente, após queima do canavial, deixando o solo totalmente exposto durante um determinado período.

A partir de 2002, o estado de São Paulo estabeleceu a meta de redução das queimadas e substituição pela colheita mecânica até o ano de 2017. As pastagens em sua maioria encontravam-se em algum nível de degradação, conferindo ao solo baixa cobertura vegetal e reduzida proteção. Desta forma, as características de uso do solo e o aumento da urbanização na BRC não favorecem a manutenção de áreas verdes e a cobertura do solo.

Figura 2.1 – Localização geográfica e municípios que integram a bacia do Rio Corumbataí, SP

2.2.2 Base de dados

Foram utilizados dados de temperatura do ar obtidos em duas estações meteorológicas: (1º) Estação Meteorológica de Rio Claro, SP (CEAPLA/IGCE e

Prefeitura Municipal) - Esta estação é do tipo convencional completa, situada nas coordenadas geográficas 22° 23' S e 47° 32' W e altitude de 626,5 m. A estação iniciou a coleta de dados em 1994, com quatro observações diárias a 1,5 m de altura às 7:00, 9:00, 15:00 e 21:00 h. Em fevereiro de 2010 os dados passaram a ser coletados de forma automática, armazenando os dados à altura de 10 m em intervalos de 10 minutos; (2°) Posto meteorológico da ESALQ/USP - Localizada nas coordenadas geográficas 22° 42' S, 47° 38' W e altitude de 546 m, na cidade de Piracicaba, SP. Esta estação coleta dados de temperatura do ar desde 1917 a 1,5 m de altura. Tal posto meteorológico é dotado de duas estações meteorológicas, sendo uma estação convencional que coleta dados diariamente e uma estação automática com coleta em intervalos de 15 minutos.

Os mapas de uso e cobertura do solo dos anos de 1999 e 2002 foram obtidos, respectivamente, de Valente e Vettorazzi (2002, 2008) a partir da classificação supervisionada de imagens do sensor TM-Landsat.

O modelo numérico do terreno utilizado foi o SRTM (2010), interpolado por Valeriano et al. (2006) de uma resolução espacial de 90 x 90m para 30 x 30m, obtido junto ao site da Divisão de Processamento de Imagens do Instituto de Pesquisas Espaciais DPI/INPE.

2.2.3 Pré-processamento e classificação digital de imagem

Foram utilizadas neste trabalho imagens do sensor TM dos satélites Landsat-5 e 7, órbita 220 e pontos 75 e 76. As imagens corresponderam as seguintes datas: 10 de agosto de 1985, 08 de agosto de 1990, 07 de setembro de 1995, 02 de setembro de 1999, 17 de agosto de 2002 e 19 de setembro de 2011. As bandas do sensor TM possuem resolução espacial de 30 m (Bandas 1-5, 7), com exceção da banda 6 com resolução de 60 m.

As imagens foram corrigidas geometricamente por meio da imagem Geocover do satélite Landsat -7, sensor ETM+ órbita 220 e pontos 75 e 76 e retificadas para o sistema de coordenadas UTM zona 23S. O método do vizinho mais próximo foi utilizado para reamostrar todas as bandas a 30 m. O erro quadrado médio máximo aceitável adotado foi de 0,5 pixel. A partir das imagens georeferenciadas, foi feito o mosaico e em seguida o recorte de acordo com o limite da bacia.

As imagens foram classificadas em sete classes de uso: cana-de-açúcar, pastagem, mata nativa, plantios florestais, fruticultura, áreas urbanas e outros. A classe “Mata nativa” incluem áreas em regeneração e remanescentes florestais: vegetação ripária, cerrado, cerradão e floresta ombrófila. A classe “outros” incluem áreas de mineração, baixadas alagadas e pequenos corpos hídricos. Foi empregado o método de classificação supervisionada, por meio de amostras de treinamento obtidas com base na verdade terrestre. Esta foi determinada por meio de excursões a campo para coleta de pontos georeferenciados sobre os alvos que representavam as diferentes feições da paisagem. O algoritmo de classificação utilizado foi o de máxima verossimilhança (MAXVER) implementado no software ENVI 4.3 (STRAHLER, 1980). O produto obtido foi editado para a correção de erro, devido à erros de classificação do algoritmo. A etapa de edição baseou-se em pesquisas de campo, imagens orbitais de épocas diferentes e conhecimento da área pelo intérprete. O coeficiente Kappa para a imagem classificada de 2011 foi de 92%, sendo considerado excelente, segundo a classificação de (LANDIS; KOCH, 1977). Considerou-se que as outras imagens classificadas possuem a mesma exatidão que a de 2011.

2.2.4 Estimativa do LST

A correção atmosférica antecedeu a estimativa do LST, por meio da conversão dos níveis de cinza à radiância espectral, utilizando os coeficientes de calibração radiométrica, obtidos no cabeçalho das imagens (CHANDER et al., 2009). As imagens de radiância espectral foram convertidas à temperatura de brilho do satélite (TB), seguindo os pressupostos de Chander e Markham (2003). A partir da TB, a LST foi obtida pelo algoritmo mono-window, proposto por Qin et al. (2001). Para a obtenção do LST, foi considerado a emissividade como função do NDVI, de acordo com a equação proposta por Van De Griend e Owe (1993). Os procedimentos descritos foram realizados no software ENVI 4.5.

2.2.5 Condições meteorológicas nos dias de obtenção das imagens de satélite

A partir dos dados das estações agrometeorológicas, foram caracterizados com antecedência de aproximadamente 30 dias os dias de coletas das imagens, sobre a BRC, com o objetivo de verificar as condições

atmosféricas locais (Figura 2.2). Nos anos de 1985, 1995 e 1999, as imagens foram precedidas de um período de estiagem superior a 30 dias. Nos anos de 1990, 2002 e 2011, os períodos de estiagem foram menores, respectivamente, com 13, 10 e 19 dias, com precipitações, respectivamente, de 29, 71,6 e 10 mm. Para os anos de 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011 a temperatura média foi, 21, 19, 20, 23, 21°C, a umidade relativa média foi 51, 68, 47, 50, 50 e 45%, a radiação solar global média foi 435, 344, 452, 422, 415 e 557 cal cm dia⁻¹, a velocidade do vento média foi 8, 9, 6, 2, 6, e 7 m s⁻¹, e a evaporação média diária foi 2, 3, 2 e 4 mm dia⁻¹ (Figura 2.2). Não havia dados disponíveis para os dias 17/08/02 e 19/09/2011 referentes à evaporação média diária.

Figura 2.2 - Condições meteorológicas predominantes na bacia do Rio Corumbataí no período contado de 30 dias anteriores até a passagem do satélite.

2.2.6 Índices de Sensoriamento Remoto

Foram utilizados os índices NDVI, NDBI e MI, derivados de sensoriamento remoto. O NDVI expressa as características de interceptação da radiação do dossel das plantas que estão diretamente relacionadas a capacidade fotossintética, resistência estomática e evapotranspiração, podendo ser inferido da medida da radiação solar refletida, sendo utilizado largamente para a descrição de áreas verdes (TUCKER; SELLERS, 1986). O NDBI é um indicador de áreas urbanas que pode destacar áreas edificadas e solo exposto (ZHA et al., 2003). O MI assemelha-se a outros índices de solo e vegetação em alguns aspectos. Sua singularidade está na escolha da informação espectral e na maneira complementar em que as características podem ser apresentadas em um espaço multiespectral (azul-infravermelho próximo) (DUPIGNY-GIROUX; LEWIS, 1999). Os índices foram calculados utilizando as seguintes bandas espectrais do satélite TM-LANDSAT: banda 1 de 0,45 a 0,52 μm ; banda 3 de 0,63 a 0,69 μm ; banda 4 de 0,76 a 0,9 μm e banda 5 de 1,55 a 1,75 μm , de acordo com as seguintes equações:

$$NDVI = \frac{(Banda\ 4 - Banda\ 3)}{(Banda\ 4 + Banda\ 3)} \quad \text{Eq.(1)}$$

$$NDBI = \frac{(Banda\ 5 - Banda\ 4)}{(Banda\ 5 + Banda\ 4)} \quad \text{Eq.(2)}$$

$$MSI = \frac{Banda\ 4}{Banda\ 1} \quad \text{Eq.(3)}$$

2.2.7 Análises estatísticas

Para as análises estatísticas, foram extraídos 5.000 pontos aleatórios dos planos de informação (PI): uso e cobertura da terra, LST, NDVI, NDBI, MI e MNT, no software ArcGIS 9.3. Os pontos extraídos foram sumarizados pela determinação das curvas de densidade de probabilidade e medidas de tendência central, como média e desvio padrão da média. Considerando a normalidade dos dados, o LST foi submetido ao teste T de médias pareadas, a 5% de probabilidade. A relação entre as variáveis NDVI, NDBI, MI, MNT e LST, foi obtida por meio de análises de variância (ANOVA), regressão linear múltipla e análise de componentes principais. Todas as análises foram feitas utilizando os

pacotes stats, agricolae e ggbiplot implementados no software R (R CORE TEAM, 2013; MENDIBURU, 2013; VU, 2011).

2.2.8 Validação do LST

O desempenho do LST foi obtido comparando-se os valores estimados de LST com os valores observados de temperatura do ar, coletados nas estações meteorológicas. Buscou-se utilizar dados de temperatura próximo ao horário da passagem do satélite (9:31h am). As principais dificuldade, da validação, foram a heterogeneidade das medições de temperatura e ausência de medidas ao nível do solo, pois segundo Grodzki et al. (1996) a diferença média entre a temperatura do ar a 1,5 m e a temperatura ao nível do solo pode alcançar valores de 3° até 10°, de acordo com estudo realizado no Estado do Paraná, Brasil.

2.3 Resultados

2.3.1 Quantificação do uso e cobertura da terra

A classificação do uso e cobertura da terra indicou o predomínio de plantios da cana-de-açúcar e pastagem. Esta, destacou-se em 1985, sendo superior a 50% da área da BRC. Em 2011, a pastagem foi reduzida em 21% enquanto a mata nativa aumentou 7%, seguidas pela cana-de-açúcar, cultivos florestais, fruticultura e áreas urbanas, com incremento de 5, 3, 3 e 2%, respectivamente (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Quantificação das classes de uso e cobertura da terra no período de 1985 a 2011 na bacia do Rio Corumbataí

Classe/ano	Área (%)					
	1985	1990	1995	1999	2002	2011
Plantios florestais	5,46	8,21	4,80	7,49	5,82	8,79
Mata nativa	6,88	8,54	13,82	13,27	13,02	13,84
Cana-de-açúcar	31,35	27,55	28,33	26,12	28,54	36,35
Pastagem	52,13	49,45	45,83	46,00	44,46	31,34
Áreas urbanas	2,81	3,14	3,39	2,84	2,97	4,89
Fruticultura	0,88	2,67	2,69	2,84	4,05	3,97
Outras	0,50	0,44	1,13	1,44	1,14	0,82

Na porção norte da BRC predominou a pastagem e na porção sul a cana-de-açúcar. A principal mudança de uso do solo ocorreu na porção sul da bacia, onde prevaleceu a conversão pastagem à cana-de-açúcar. Próximo à cabeceira, as principais mudanças foram a expansão de plantios florestais e fruticultura (Figura 2.3). Área urbana representou uma pequena superfície da BRC, com cerca de 5% em 2011, desta forma, espera-se que o microclima nas áreas urbanas da BRC seja mais influenciado pelos usos agrícolas do que o inverso.

Figura 2.3 - Dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra na Bacia do Rio Corumbataí, SP

2.3.2 Validação do LST

O coeficiente de determinação (R^2) da regressão entre a temperatura do ar observada nas estações meteorológicas e o LST foi de 0,84. No entanto, os valores de LST superestimaram os valores observados (Figura 2.4). Tal comportamento no entanto foi esperado, pois a temperatura da superfície do solo tende a ser maior que a temperatura do ar. Grodzki et al. (1996) observaram diferenças de até 10° entre a temperatura do ar, medida na estação meteorológica a 1,5 m de altura, e a temperatura na superfície do solo,

dependendo da cobertura do solo. Stoll e Brazel (1992) concluíram ainda que há uma diferença significativamente maior da temperatura de superfície em relação à temperatura do ar, devido ao impacto das microadvecções, sendo influenciada pela mistura atmosférica, velocidade média do vento e as propriedades termais da superfície dos materiais. No entanto, quando analisadas em uma escala de menor detalhe, como no caso dos sensores remotos, as correlações diminuem, devido à mistura presente nas observações do sensor, incorporando misturas de superfícies e advecções em escala de subgrid que são significantes. Ainda Dousset (1989) afirmou que o impacto das microadvecções é menor no período noturno, momento em que a correlação entre a temperatura do ar na estação e ao nível do solo possuem as maiores correlações.

Figura 2.4 – Temperatura do ar observada e temperatura estimada da superfície, por sensoriamento remoto, na bacia do Rio Corumbataí, SP

2.3.3 Efeitos do uso do solo sobre o LST

O LST médio da BRC, no momento da obtenção da imagem, diferiu estatisticamente ($P < 0,05$) entre todos os anos. Os maiores valores de LST foram nas imagens de 1999 (304,9K) e 2002 (303,4K) e o menor em 1985 (292,2K) (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Teste de comparação de médias do LST em diferentes épocas na bacia do Rio Corumbataí, SP

Ano	LST (K)	Teste.T				
2011	302,6	a				
2002	303,4	b	g			
1999	304,9	c	h	l		
1995	298,3	d	i	m	p	
1990	295,5	e	j	n	q	s
1985	292,2	f	k	o	r	t

Test t ($\alpha=0.05$)

Assumindo-se que a temperatura normal climatológica regional (TMR) nos meses de agosto e setembro seja de 294,5K, calculou-se a diferença entre a TMR e o LST médio de cada tipo de uso (Tabela 2.3). Na imagem de 1985, o LST de todos os tipos de uso foi inferior à TMR. Em 1990, apenas os LST dos plantios florestais e mata nativa foram inferiores à TMR. A partir das imagens de 1995, os LST de todos os usos foram superiores à TMR. A maior diferença observada foi na imagem de 1999, na fruticultura, com um valor de 12,73, acima da TMR.

Tabela 2.3 - Diferença entre a temperatura média da normal climatológica dos meses de agosto e setembro (294K) e a temperatura de cada tipo de uso do solo

	1985	1990	1995	1999	2002	2011
Plantios florestais	5,0	1,1	-0,5	-7,9	-7,3	-5,1
Mata nativa	4,2	0,4	-2,2	-8,6	-7,3	-5,3
Cana-de-açúcar	2,1	-0,9	-4,3	-11,4	-9,4	-9,6
Pastagem	1,9	-1,6	-4,6	-10,9	-9,2	-8,8
Áreas urbanas	0,8	-2,1	-4,7	-11,1	-10,4	-9,8
Fruticultura	2,2	-2,7	-4,8	-12,7	-8,9	-9,5
Outras	1,1	-2,0	-4,4	-10,2	-9,2	-8,3

A distribuição espacial das classes de tipos de uso e cobertura do solo e as condições edafoclimáticas influenciaram a distribuição espacial do LST na BRC (Figura 2.5). A porção norte da BRC tem solos de textura arenosa com predomínio de pastagem. Nesta porção estão localizados ainda o maior número de fragmentos de mata nativa. A porção sul da BRC tem solos de textura argilosa a muito argilosa, com predomínio de cana-de-açúcar.

Proximo à tomada das imagens, houve déficit hídrico em todos os anos, com valores, respectivamente, para as imagens de 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011 de -112, -100, -116, -130, -109 e -123 mm. Devido à ausência de valores para o ano de 2011, este foi calculado com base na média dos outros anos. Unido ao déficit hídrico, a maior parte das áreas de cana-de-açúcar encontravam-se colhidas. Da mesma forma, as pastagens, são de baixa produtividade, sob pastejo contínuo e sem nenhum tipo de trato cultural. Portanto neste período a resposta espectral de tais áreas assemelha-se a solo exposto.

Entretanto, independentemente do tipo de uso do solo, o LST da imagem aumentou a partir de 1985. O ano de 1999 foi o de maior déficit hídrico e, coincidentemente, com maior valor de LST da imagem (Figura 2.5). As zonas com os menores valores de LST, concentraram-se, principalmente, nas áreas com maior cobertura vegetal, plantios florestais, mata nativa e algumas áreas não colhidas de cana-de-açúcar. As zonas mais quentes se encontraram nas áreas urbanas, porém nas imagens com valores mais elevados de LST e nos anos com os maiores déficits hídricos, áreas colhidas de cana-de-açúcar e pastagem apresentaram temperaturas superiores às áreas urbanas, com destaque para a imagem de 1999. Nesta, mesmo os fragmentos de mata nativa, situados entre as áreas de pastagem na porção central da bacia, foram influenciados pela temperatura elevada do entorno. Apenas os maiores fragmentos de áreas vegetadas, principalmente plantios florestais e mata nativa, foram capazes de manter temperaturas mais amenas em seu interior (Figura 2.5).

A cidade de Rio Claro, no centro da BRC, nas imagens de 1999 e 2002 apresentou temperatura menor que os cultivos de cana-de-açúcar e áreas de pastagem, ao seu redor, com destaque a imagem de 1999. Tais resultados indicam que o uso agrícola adjacente às cidades tem potencial de alteração do microclima destas.

Figura 2.5 - Variabilidade espacial da temperatura da superfície da bacia do Rio Corumbataí para os anos de 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011

Embora o LST de todas as classes de uso do solo tenham aumentado, nas imagens correspondente ao período de 1985 a 2011, as classes plantios florestais e mata nativa foram mais resistentes à elevação do LST (Figura 2.6). No ano de 2011, a curva de densidade de tais usos foi mais dispersa, com aumento da calda à direita, o que pode ser devido à capacidade dos maiores e mais antigos fragmentos em regular sua própria temperatura, enquanto que novos fragmentos, oriundos da expansão da mata nativa, estavam mais sujeitos às oscilações térmicas.

Figura 2.6 - Densidade de probabilidade do LST em diferentes classes de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Corumbataí entre os anos de 1985 a 2011

Os resultados indicaram que a distribuição espacial e a magnitude do LST, no momento da tomada das imagens, podem ter sido afetadas pela variação do NDVI, sendo este influenciado principalmente pelas mudanças de uso e cobertura do solo e pelas condições atmosféricas. O NDVI médio dos plantios florestais e mata nativa, nas imagens de 1985 a 2002, foi aproximadamente de 0,68 e baixa variação em torno da média, enquanto que em 2011 o NDVI médio foi de 0,94 e alta variação em torno da média (Figura 2.7). O aumento do NDVI, nas duas imagens, pode ser devido à melhora da qualidade da vegetação dos fragmentos mais antigos de mata nativa e plantios florestais (Figura 2.8). Porém a expansão das classes plantios florestais e principalmente mata nativa (Tabela 2.1), entre 1985 a 2011, provocou um aumento da ocorrência de valores de NDVI nas classes mais baixas, aumentando a dispersão dos dados (Figura 2.8).

Figura 2.7 - Densidade de probabilidade do NDVI em diferentes classes de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Corumbataí, entre os anos de 1985 a 2011

As imagens correspondente ao período de 2002 a 2011 foram as mais determinante no incremento do NDVI, pois coincide com o período de conversão do sistema de colheita da cana-de-açúcar, que se iniciou em 2002, com o fim da queima da palhada e conversão para colheita mecanizada. Os fragmentos de mata nativa, principalmente a vegetação ripária, e plantios florestais foram beneficiados com a mudança do sistema de colheita. A Figura 2.8 mostra o padrão espacial do NDVI na BRC, nas imagens de 2002 e 2011, com destaque a uma sub-área próxima à cidade de Rio Claro. Nas porções leste, oeste e sul da cidade, o uso do solo é predominantemente de cana-de-açúcar. Na imagem de 2002, o NDVI dos fragmentos de mata nativa, plantios florestais e várzeas apresentavam valores inferiores em comparação a imagem de 2011. A queima da cana-de-açúcar poder ter provocados efeito nas bordas dos maiores fragmentos, conforme observados nas duas cenas. Em 2002, observa-se uma redução do NDVI do centro para a extremidades dos fragmentos, o que não é observado no ano de 2011. Tal efeito pode estar relacionado à queima da palhada, que pode ter provocado redução na qualidade da vegetação de tais fragmentos, com consequente redução do NDVI e aumento do LST. A

vegetação ripária sofreu um processo de regeneração no mesmo período, observa-se que, em 2002, esta era praticamente inexistente, o que também pode ser efeito do fim das queimadas, devido à proximidade dos talhões de cana-de-açúcar às linhas de drenagem.

Na imagem de 2002, valores negativos de NDVI foram mais frequentes nas classes cana-de-açúcar e áreas urbanas. Neste ano, a maior parte das áreas de cana-de-açúcar na porção sul da bacia, com solos de textura argilosa, apresentaram NDVI negativo, assim como às áreas urbanas. Tais solos, provavelmente encontravam-se úmidos, pois 10 dias antes da tomada da imagem ocorreu um volume precipitado de 71 mm. De forma geral, solos úmidos refletem menos energia radiante que solos secos, no entanto dependendo do conteúdo de água no solo no momento da passagem do satélite, a refletância pode ser maior na região do vermelho em comparação ao infravermelho, o que explicaria os valores negativos de NDVI (HOFFER, 1978). Porém o mesmo não aconteceu às extensas áreas de pastagem, na porção norte da BRC, com solo arenoso, visto que tais tipos de solo possuem baixa capacidade de retenção de água, provavelmente já encontravam-se secos no momento da tomada das imagens (Figura 2.7).

A análise do NDVI nas duas cenas revelou ainda diferenças nas classes de NDVI na porção norte da BRC, nas áreas sob pastagem. Na imagem de 2011, estas áreas possuíam NDVI entre 0,35 a 0,5 enquanto que em 2002 foi de 0,1 a 0,35. Tal comportamento pode ser devido à precipitação anterior à data das imagens, sendo de 10 dias em 2002 e 19 dias em 2011, pois há um intervalo de tempo para que tais eventos de precipitação possam alterar a resposta do NDVI. Nas condições da BRC, com pouca precipitação no período e pastagens pouco produtivas localizadas em solos de baixa fertilidade natural, o intervalo de resposta pode ser superior a 10 dias. Espera-se que o aumento do NDVI em tais áreas tenha contribuído para a redução do LST na imagem de 2011 em relação a de 2002.

Figura 2.8 - Padrão especial do NDVI na bacia do Rio Corumbataí nos anos de 2002 e 2011

O diagrama teórico do MI, é apresentado na forma de um triângulo retângulo, cuja abscissa representa a linha de vegetação, a ordenada a linha de água e a hipotenusa o gradiente de umidade. A origem deste diagrama, quando o MI é igual a zero, representa corpos d'água profundos (100% de umidade) e ausência de vegetação, consequentemente menor LST; logo, o extremo oposto da linha de água representa a ausência de água (0% de umidade) e maior LST. O deslocamento à direita na linha de vegetação representa o aumento da cobertura vegetal, que corresponde ao maior valor de MI. Desta forma, o eixo do gradiente de umidade representa a relação entre a quantidade de cobertura vegetal e a umidade do ambiente. O ponto mais alto da linha do gradiente de umidade, adjacente à linha de água, representa os locais mais quentes e secos, enquanto que o extremo oposto desta linha representa os locais mais frescos e úmidos (Figura 2.9).

Na BRC, as áreas de plantios florestais e matas nativa têm os menores valores de LST. A cana-de-açúcar, com pouca ou nenhuma cobertura vegetal,

apresentam os maiores valores de LST. Quando a umidade dessas áreas foi menor que dos centros urbanos, o LST da cana-de-açúcar foi superior ao dos centros urbanos. Por outro lado, áreas de cana-de-açúcar com boa cobertura vegetal podem apresentar menores valores de LST, em comparação com os centros urbanos, se estiverem sob boas condições hídricas (Figura 2.9).

As áreas de pasto são muito heterogêneas, por isso podem ser encontradas em praticamente todos os pontos do diagrama, com MI menor que 5 e 6, respectivamente, em 1999 e 2011, mesmo que estejam sob boas condições hídricas, assim como cana-de-açúcar e fruticultura.

Figura 2.9 - Diagrama teórico do índice de umidade nos anos de 1999 e 2011

O NDBI da BRC apresentou dois grupos bem definidos, os plantios florestais e mata nativa, com valores próximo a zero ou negativo, e as classes urbano, fruticultura, cana-de-açúcar e pastagem, com valores de NDBI positivos (Figura 2.10). Tais resultados indicam que, na BRC no período de agosto e setembro, praticamente toda a sua superfície possui características de solo exposto, devido à colheita da cana-de-açúcar, reduzida cobertura das pastagens e da fruticultura e a presença das áreas urbanas.

Figura 2.10 - Densidade de probabilidade do NDBI em diferentes classes de uso e cobertura da terra na bacia do Rio Corumbataí, entre os anos de 1985 a 2011

2.3.4 Análises de componentes principais

O LST foi negativamente correlacionado com os índices NDVI e MI e positivamente correlacionado com o NDBI. A relação entre a altitude foi praticamente nula entre todas as classes de uso, com exceção da fruticultura. Verificou-se um aumento da correlação entre esta ao longo do tempo, indicando que a expansão da fruticultura ocorreu na porção mais alta da BRC. No entanto, devido às características deste tipo de cobertura, com baixos valores de NDVI e MI e alto valor de NDBI, há potencial para o aquecimento desta porção da bacia, caso esta tendência permaneça (Figura 2.11).

Observou-se que a correlação entre o LST e o NDBI, NDVI e MI se tornaram mais forte ao longo do tempo, sendo negativa para o NDVI e MI e positiva para o NDBI. Tal comportamento pode está relacionado à expansão dos plantios florestais e matas nativas, bem como a melhora da qualidade dos seus fragmentos. Por outro lado, houve estagnação das classes de pastagens, que permaneceram improdutivas, provavelmente alcançando estádios mais avançados de degradação, e ao aumento das áreas de cana-de-açúcar, o que proporcionou maior área de solo exposto no momento da tomada das imagens.

2.3.5 Análise de regressão múltipla

Os índices NDVI, NDBI, MI, são estatisticamente significativos ($P < 0,05$) para a determinação do LST, em todos os anos, e a variável altitude foi significativa apenas nos anos de 1985, 1990, 1995 e 1999 (Tabela 2.4). No entanto, o desempenho dos modelos ajustados foi fraco, conforme verificado pelo coeficiente de determinação (R^2) dos modelos. Os maiores valores de R^2 foram nos anos de 2002 e 2011, respectivamente, com 0,34 e 0,30. As fontes de variação na BRC podem ser devido à resposta espectral diferenciada das variedades de cana-de-açúcar, heterogeneidade das pastagens, diferentes classes de declividade, granulometria dos solos, dentre outras. Tais fontes de variação tornam o ajuste de um modelo global de regressão um grande desafio, sendo que melhores ajustes podem ser alcançados se as fontes de variação em cada classe de uso do solo forem minimizadas.

Tabela 2.4 - Coeficientes da regressão múltipla entre o LST e NDVI, NDBI, MSI e altitude de cada

	Intercepto	NDVI	NDBI	MSI	Altitude	R^2
LST1985	285,807	-5,109*	6,784*	0,898*	0,007*	0,26
LST1990	292,631	-2,474*	5,932*	0,152*	0,004*	0,23
LST1995	297,504	-2,598*	6,008*	0,000	0,001*	0,23
LST1999	300,668	-3,915*	8,742*	-0,031**	0,006*	0,25
LST2002	301,891	-3,828*	5,332*	0,333*	0,000	0,34
LST2011	305,602	-5,228*	4,290*	-0,243*	0,000	0,30

*significativo a 0,001, ** significativo a 0,01

Figura 2.11 - Análise de componentes principais das variáveis LST, NDVI, NDBI, MI e altitude, da bacia do Rio Corumbataí, das imagens correspondentes aos anos de 1985, 1999, 2002 e 2011.

2.4 Discussão

Os resultados apresentados mostraram que houve correlação positiva do LST com NDBI e negativa com NDVI e MI em todos os anos. Tais resultados foram similares aos obtidos por Xiao e Weng (2007) e Weng e Fu (2014), respectivamente nos EUA e na China. Tal comportamento do LST pode ser devido à duas propriedades principais da superfície: emissividade e albedo.

Estudo realizados por Valor e Caselles (1996); Salisbury e Daria (1992) e Qin et al. (2005) demonstraram que a temperatura da superfície é função da emissividade da superfície. Segundo os autores, a emissividade do solo varia de 0,85 a 0,99, de acordo com o tipo de solo e teor de umidade, enquanto que a vegetação tem um valor de aproximadamente 0,98. Portanto, solo exposto e áreas urbanas têm maior capacidade de armazenar calor do que superfícies vegetadas, consequentemente temperaturas mais elevadas. Áreas de cana-de-açúcar colhida e pastagens com baixa cobertura vegetal têm emissividade semelhante ao solo, ou seja, maior capacidade de retenção de calor causando um aumento relativo da temperatura. Da mesma forma, valores elevados de LST na fruticultura são resultado da baixa emissividade relativa. Segundo Caselles e Sobrino (1989) a emissividade de pomares cítricos pode variar de 0,947 a 0,984, dependendo da estrutura do pomar.

Albedo é a razão entre a energia eletromagnética refletida e incidente sobre um alvo (QU et al. 2014). A umidade do solo, tipo de superfície, condições meteorológicas de *momentum* e ângulo de elevação solar são os principais fatores determinantes do albedo em solo exposto (ZHANG et al., 2013, 2014). Em superfícies vegetadas o albedo é influenciado, predominantemente, pelo estágio de desenvolvimento da vegetação, pelo índice de área foliar e ângulo de inclinação das folhas (BSAIBES et al., 2009). Desta forma, o albedo da superfície e a umidade do solo são importantes fatores de controle da transferência de água e calor na interface superfície da terra-atmosfera, bem como efeito direto no balanço de radiação à superfície, principalmente sobre o fluxo de calor latente (COUREL et al., 1984; WANG et al., 2005; ZHANG et al., 2014).

As condições edafoclimáticas de *momentum* influenciou a dinâmica do NDVI na BRC, principalmente os eventos de precipitação ocorridos antes da tomada da imagem. Em regiões vegetadas, a umidade do solo na zona radicular está relacionada com a fenologia da superfície e o armazenamento de água na sub-superfície, e é fortemente influenciada pelo balanço de água à superfície e o fracionamento da energia devido a evapotranspiração (SONG et al., 2000). Segundo

Wang et al. (2007) em um curto prazo, o aumento da umidade do solo pode provocar uma redução do NDVI, entretanto em período mais longo se espera que o NDVI aumente com o aumento da umidade do solo. Desta forma, um evento de precipitação é capaz de alterar as condições de umidade do solo e consequentemente o status da vegetação. Porém o tempo de resposta do NDVI, em superfície vegetada, a alteração do conteúdo de água do solo, ou seja, o período de latência, é variável. Wang et al. (2007) analisaram a relação do NDVI com a variação sazonal da umidade do solo em três diferentes locais dos EUA. Os autores observaram um período de latência de 10 dias em vegetações de áreas úmidas e 5 dias em vegetação de clima semiárido. Em estudo semelhante na Austrália, Chen et al. (2014) observou que as maiores correlações do NDVI com a variação de umidade do solo ocorrem com um período de latência variando de 1 a 6 meses, sendo aproximadamente um mês para vegetação de pradaria tropical e subtropical e agricultura de sequeiro, pastagens e culturas.

Os resultados apresentados neste trabalho mostram ainda que os fragmentos de mata nativa, as matas ripárias e plantios florestais da BRC estavam sob o efeito de borda, provocado pelo uso do solo no entorno deles, entretanto tais efeitos podem ter sido mais acentuados no período de 1985 a 2002, quando as áreas de cana eram colhidas com o auxílio da queimada. Nas imagens de 2002 a 2011, houve aumento do NDVI sugerindo recuperação da vegetação (Figura 2.8). Diversos autores têm demonstrado experimentalmente o impacto negativo do efeito de borda sobre os fragmentos florestais. Os impactos podem ser sobre a fauna local (SCHLAEPFER; GAVIN, 2001; SCOTT et al., 2006), ou sobre a própria vegetação, pela redução dos fragmentos florestais causado pela morte das árvores e consequente redução da biomassa dos fragmentos, conforme descrito por Skole e Tucker (1993); Laurance et al. (1998) e Nascimento e Laurance (2004). O efeito de borda pode ser mais intenso em fragmentos recentes, devido à permeabilidade das bordas à luz lateral e ao vento seco (DIDHAM; LAWTON, 1999; CAMARGO; KAPO, 1995). Na BRC, tal efeito pode estar atuando nas áreas em recuperação às margens dos rios e nas linhas de drenagem. Por outro lado mesmo em fragmentos mais antigos, práticas de uso agrícola, como a queima regular da palhada da cana-de-açúcar, têm influências negativas sobre o fechamento e/ou manutenção das bordas

(GASCON et al., 2000; COCHRANE, SCHULZE, 1999). Como a borda das florestas é um dos principais determinantes ao microclima e estrutura da vegetação, em fragmentos de florestas de regiões tropicais (DIDHAM; LAWTON, 1999), sua alteração têm o potencial de modificar o microclima, elevar a taxa de dissecação e danos pelo vento dos fragmentos, conduzindo a um aumento na mortalidade de árvores, alterando assim a dinâmica de clareiras dos dosséis, composição da comunidade de plantas, dinâmica de biomassa e estoque de carbono (LAURANCE, 2004).

2.5 Conclusões

O estudo da paisagem relacionando o LST com as variáveis NDVI, NDBI, MI, altitude e classe de uso e cobertura do solo, foi capaz de determinar as principais condicionantes dos padrões de distribuição térmica na bacia do Rio Corumbataí. Através da abordagem espaço-temporal adotada, indicou-se quais os usos com maior potencial de formação de “ilhas de calor” e como a expansão da agricultura na bacia do Rio Corumbataí pode futuramente influenciar na formação destas.

Os resultados evidenciaram também sobre possíveis estratégias a serem adotadas em culturas específicas que podem contribuir para a redução da temperatura de superfície na bacia, como a melhora no manejo das pastagens.

Os resultados sugerem que o fim da queima periódica da cana-de-açúcar pode favorecer os fragmentos de mata nativa, quanto à melhora da qualidade da vegetação e, conseqüentemente, a redução da temperatura da superfície.

As informações obtidas de imagens de satélite, associadas a análises agrometeorológicas e coletas de dados de campo possibilitam ampliar as avaliações quanto as condições térmicas em bacias hidrográficas, polos de produção agropecuários e/ou em micro regiões, indicando que a metodologia utilizada possui potencial de aplicação em outras regiões.

Referências

BOWEN, I.S. The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. **Physical Review**, Washington, v. 27, n. 6, p. 779-787, 1926.

BSAIBES, A.; COURAULT, D.; BARET, F.; WEISS, M.; OLIOSO, A.; JACOB, F.; HAGOLLE, O.; MARLOIE, O.; BERTRAND, N.; DESFOND, V.; KZEMIPOUR, F. Albedo and LAI estimates from FORMOSAT-2 data for crop monitoring. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 113, n. 4, p. 716-729, 2009.

CABRERA-BOSQUET, L.; MOLERO, G.; STELLACCI, A.M.; BORT, J.; NOGUÉS, S.; ARAUS, J.L. NDVI as a Potential Tool for Predicting Biomass, Plant Nitrogen Content and Growth in Wheat Genotypes Subjected to Different Water and Nitrogen Conditions. **Cereal Research Communications**, Budapest, v. 39, n. 1, p. 147-159, 2011.

CASELLES, V.; SOBRINO, J.A. Determination of frosts in orange groves from NOAA-9 AVHRR data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 29, n. 2, p. 135-146, 1989.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. **Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on**, Caceres, v. 41, n. 11, p. 2674-2677, 2003.

CHANDER, G.; MARKHAM, B.L.; HELDER, D.L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 113, n. 5, p. 893-903, 2009.

CHEN, T.; JEU, R.A.M.; LIU, Y.Y.; VAN DER WERF, G.R.; DOLMAN, A.J. Using satellite based soil moisture to quantify the water driven variability in NDVI: A case study over mainland Australia. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 140, p. 330-338, 2014.

CAMARGO, J.L.C.; KAPO, V. Complex edge effects on soil-moisture and microclimate in central amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 2, p. 205-221, 1995.

COCHRANE, M.A.; SCHULZE, M.D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, New York, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.

COUREL, M.F.; KANDEL, R.S.; RASOOL, S.I. Surface albedo and the sahel drought. **Nature**, Cambridge, v. 307, n. 5951, p. 528-531, 1984.

DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, New York, v. 31, n. 1, p. 17-30, 1999.

DOUSSET, B. AVHRR-derived cloudiness and surface temperature patterns over the Los Angeles area and their relationships to land use. In: GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM; CANADIAN SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING., 12., 1989, Québec. **Proceedings...** Québec: International IEEE, 1989. p. 2132-2137.

DUPIGNY-GIROUX, L.A.; LEWIS, J.E. A moisture index for surface characterization over a semiarid area. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, New York, v. 65, p. 937-946, 1999.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G.B.; FONSECA, G.A.B. Ecology - Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, n.5470, p. 1356-1358, 2000.

GRODZKI, L.; CARAMORI, P.H.; BOOTSMA, A.; OLIVEIRA, D.D.; GOMES, J. Riscos de ocorrência de geada no Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 4, n. 1, p. 93-99, 1996.

HASEGAWA, K.; MATSUYAMA, H.; TSUZUKI, H.; SWEDA, T Improving the estimation of leaf area index by using remotely sensed NDVI with BRDF signatures. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 114, n. 3, p. 514-519, 2010.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.

LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, Arlington, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LAURANCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences**, Londres, v. 359, n. 1443, p. 345-352, 2004.

LIU, Y.; SHINTARO, G.; ZHUANG, D.; KUANG, W. Urban surface heat fluxes infrared remote sensing inversion and their relationship with land use types. **Journal of Geographical Sciences**, Berlim, v. 22, n. 4, p. 699-715, 2012.

LOKUPITIYA, E.; LEFSKY, M.; PAUSTIAN, K. Use of AVHRR NDVI time series and ground-based surveys for estimating county-level crop biomass. **International Journal of Remote Sensing**, Londres, v. 31, n. 1, p. 141-158, 2010.

MENDIBURU, F. **Agricolae: statistical procedures for agricultural research**. Disponível em: <http://tarwi.lamolina.edu.pe/~fmendiburu/>. Acesso em: 1 jul. 2013.

MENG, F.; LIU, M. Remote-sensing image-based analysis of the patterns of urban heat islands in rapidly urbanizing Jinan, China. **International Journal of Remote Sensing**, Londres, v. 34, n. 24, p. 8838-8853, 2013.

MORTON, D.C.; MASEK, J.G.; WANG, D.; SEXTON, J.O.; NAGOL, J.R.; ROPARS, P.; BOUDREAU, S. Satellite-based evidence for shrub and graminoid tundra

expansion in northern Quebec from 1986 to 2010. **Global Change Biology**, Boston, v. 18, n. 7, p. 2313-2323, 2012.

ORHAN, O.; EKERCIN, S.; DADASER-CELIK, F. Use of Landsat Land Surface Temperature and Vegetation Indices for Monitoring Drought in the Salt Lake Basin Area, Turkey. **Scientific World Journal**, New York, v. 2014, p. 11, 2014.

QIN, Z.; KARNIELI, A.; BERLINER, P. A mono-window algorithm for retrieving land surface temperature from Landsat TM data and its application to the Israel-Egypt border region. **International Journal of Remote Sensing**, Londres, v. 22, n. 18, p. 3719-3746, 2001.

QU, Y.; LIU, Q.; LIANG, S.L.; WANG, L.Z.; LIU, N.F.; LIU, S.H. Direct-Estimation Algorithm for Mapping Daily Land-Surface Broadband Albedo From MODIS Data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 52, p. 907-919, 2014.

RAO, P.; HUTYRA, L.R.; RACITI, S.M.; FINZI, A.C. Field and remotely sensed measures of soil and vegetation carbon and nitrogen across an urbanization gradient in the Boston metropolitan area. **Urban Ecosystems**, Berlin, v. 16, n. 3, p. 593-616, 2013.

ROGAN, J.; ZIEMER, M.; MARTIN, D.; RATICK, S.; CUBA, N.; DELAUER, V. The impact of tree cover loss on land surface temperature: A case study of central Massachusetts using Landsat Thematic Mapper thermal data. **Applied Geography**, Amsterdam, v. 45, p. 49-57, 2013.

SALISBURY, J.W.; DARIA, D.M. Emissivity of terrestrial materials in the 8-14 μ -m atmospheric window. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 42, p. 83-106, 1992.

SCHLAEPFER, M.A.; GAVIN, T.A. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, Chichester, v. 15, n. 4, p. 1079-1090, 2001.

SCOTT, D. M.; BROWN, D.; MAHOOD, S.; DENTON, B.; SILBURN, A.; RAKOTONDRAPARANY, F. The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 127, n.1, p. 72-87, 2006.

SONG, J.; WESELY, M.L.; COULTER, R.L.; BRANDES, E.A. Estimating watershed evapotranspiration with PASS. Part I: Inferring root-zone moisture conditions using satellite data. **Journal of Hydrometeorology**, Boston, v.1, p. 447-460, 2000.

STOLL, M.J.; BRAZEL, A.J. Surface-air temperature relationships in the urban-environment of phoenix, arizona. **Physical Geography**, Abingdon, v. 13, n. 2, p. 160-179, 1992.

STRAHLER, A.H. The use of prior probabilities in maximum likelihood classification of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 10, n. 2, p. 135-163, 1980.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011), **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria : the R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 10 agosto 2011.

TROPPEMAIR, H. **Variação da estrutura da mata galeria na bacia do rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, do tipo de margem e do traçado do rio**. São Paulo: USP, Instituto de Geografia, 1974. 28 p.

TUCKER, C.J.; SELLERS, P.J. Satellite remote sensing of primary production. **International Journal of Remote Sensing**, New York, v. 7, n. 11, p. 1395-1416, 1986.

VALOR, E.; CASELLES, V. Mapping land surface emissivity from NDVI: Application to European, African, and South American areas, **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 57, n. 1, p. 167-184, 1996.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura florestal na Baía do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 15, 2002.

VALENTE, R.D.O.A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, n. 6, p. 1408-1417, 2008.

VALERIANO, M.M.; KUPPLICH, T.M.; STORINO, M.; AMARAL, B.D.; MENDES JR., J.N.; LIMA, D.J. Modeling small watersheds in Brazilian Amazonia with shuttle radar topographic mission-90 m data. **Computers & Geosciences**, Amsterdam, v. 32, n. 8, p. 1169-1181, 2006.

VAN DE GRIEND, A.A.; OWE, M. On the relationship between thermal emissivity and the normalized difference vegetation index for natural surfaces. **International Journal of Remote Sensing**, Londres, v. 14, n. 6, p. 1119-1131, 1993.

VU, V. **Q. ggbiplot**: a ggplot2 based biplot. R package version 0.55. Disponível em: <<http://github.com/vqv/ggbiplot>>. Acesso em: 01 abr. 2012.

WANG, K.; WANG, P.; LIU, J.; SPARROW, M.; HAGINOYA, S.; ZHOU, X. Variation of surface albedo and soil thermal parameters with soil moisture content at a semi-desert site on the western Tibetan Plateau. **Boundary-Layer Meteorology**, Berlin, v. 116, n. 1, p. 117-129, 2005.

WANG, X.; GE, L.L.; LI, X.J. Pasture Monitoring Using SAR with COSMO-SkyMed, ENVISAT ASAR, and ALOS PALSAR in Otway, Australia. **Remote Sensing**, Basel, v. 5, n. 7, p. 3611-3636, 2013.

WANG, X.; XIE, H.; GUAN, H.; ZHOU, X. Different responses of MODIS-derived NDVI to root-zone soil moisture in semi-arid and humid regions. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 340, n. 1-2, p. 12-24, 2007.

WENG, Q.H.; FU, P. Modeling annual parameters of clear-sky land surface temperature variations and evaluating the impact of cloud cover using time series of Landsat TIR data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 140, p. 267-278, 2014.

XIAO, H.; WENG, Q. The impact of land use and land cover changes on land surface temperature in a karst area of China. **Journal of Environmental Management**, v. 85, n.1, p. 245-257, 2007.

XIE, M.; WANG, Y.; CHANG, Q.; FU, M.; YE, M. Assessment of landscape patterns affecting land surface temperature in different biophysical gradients in Shenzhen, China. **Urban Ecosystems**, Berlin, v. 16, n. 4, p. 871-886, 2013.

ZHA, Y.; GAO, J.; NI, S. Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. **International Journal of Remote Sensing**, Londres, v. 24, n. 3, p. 583-594, 2003.

ZHAN, W.; CHEN, Y.; VOOGT, J.; ZHOU, J.; WANG, J.; LIU, W.; MA, W. Interpolating diurnal surface temperatures of an urban facet using sporadic thermal observations. **Building and Environment**, Amsterdam, v. 57, p. 239-252, 2012.

ZHANG, Y. F.; WANG, X. P.; HU, R.; PAN, Y. X.; ZHANG, H. Variation of albedo to soil moisture for sand dunes and biological soil crusts in arid desert ecosystems. **Environmental Earth Sciences**, Londres, v. 71, n. 3, p. 1281-1288, 2014.

ZHANG, Y.F.; WANG, X.P.; PAN, Y.X.; HU, R. Diurnal and seasonal variations of surface albedo in a spring wheat field of arid lands of Northwestern China. **International Journal of Biometeorology**, New York, v. 57, n. 1, p. 67-73, 2013.

ZHANG, Y.F.; WANG, X.P.; HU, R.; PAN, Y.X.; ZHANG, H. Variation of albedo to soil moisture for sand dunes and biological soil crusts in arid desert ecosystems. **Environmental Earth Sciences**, Londres, v. 71, n. 3, p. 1281-1288, 2014.

3 ESTOQUES DE CARBONO EM DIFERENTES TIPOS DE SOLO E DE USO DO SOLO NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP

Resumo

Este trabalho teve por objetivo determinar os efeitos das mudanças de uso do solo (MUS) sobre o estoque de carbono orgânico em diferentes tipos de solo e uso do solo, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm de profundidade, na bacia do Rio Corumbataí (BRC), SP. Foram coletadas amostras de solo em dez áreas que possuíam fragmentos de mata nativa, que pudessem ser utilizados como referência, e sucessões de mata nativa para cana-de-açúcar, pastagem e citricultura. Foi determinado o estoque de carbono do solo, corrigido com base na massa de solo da referência e a abundância natural do ^{13}C . Os resultados indicaram que o efeito das MUS foi diferenciado para solos de textura arenosa e argilosa. O estoque de carbono total (ECT) foi, respectivamente, para a mata nativa, cana-de-açúcar, pastagem e citrus, de 22,4; 8,8; 13,8 e 22,7 Mg C ha⁻¹, em solos de textura arenosa, e 57,0, 42,0 e 46,9 Mg C ha⁻¹, em solos de textura argilosa. A variação do ECT para a cana-de-açúcar e pastagem foi, respectivamente, -60 e -38% sob solo arenoso. Em solo argiloso, a variação de ECT para cana-de-açúcar foi de -26%, mas não houve variação do ECT na pastagem. A contribuição da cultura foi maior em solos argilosos quando comparados com solos arenosos, com, respectivamente, para cana-de-açúcar e pastagem, 12,2 e 9,5 Mg C ha⁻¹ e 1,8 e 3,7 Mg C ha⁻¹.

Palavras-chave: Mudanças de uso do solo; Isótopos estáveis; ^{13}C

Abstract

This study aimed to determine the effects of land use/land cover changes (LUC) on soil organic carbon stock (SOC) in different types of soil and crop to depths 0-10 and 10-20 cm in Corumbataí River basin (CRB), SP. Soil samples' were collected in ten different areas, with some native forest patches to be used as a reference, and succession of native forest to sugar cane, pasture and orchard. We examined soil carbon stock (SOC), corrected based on soil mass from the reference area, and the natural ^{13}C abundance. The results showed that the LUC effect was distinctive between clay and sandy soils. The carbon soil stock (SOC) was, respectively, for native forest, sugar cane and orchard, in sandy soils, 22.4; 8.8; 13.8 e 22.7 Mg C ha⁻¹, and in clay soils, 57.0, 42.0 e 46.9 Mg C ha⁻¹. The SOC variation for sugar cane and pasture were, respectively, -60 and -38%, in sandy soils. In clay soils the SOC variation for sugar cane was -26%, but there was not SOC variation for pasture. The contribution from crop was higher in clay soils compared to sandy soils with, respectively, for sugar cane and pasture, 12.2 and 9.5 Mg C ha⁻¹ and 1.8 and 3.7 Mg C ha⁻¹.

Keywords: Land use/land cover changes; stable isotopes; ^{13}C

3.1 Introdução

No Brasil, a antropização dos ecossistemas naturais se dá principalmente pelas mudanças de uso do solo, provocada pela substituição da mata nativa por agricultura e pecuária. A demanda por bens de consumo conduziu o país a um histórico de uso do solo que se baseou em grandes ciclos de monocultivo de cana-de-açúcar, café, pecuária e soja. A agricultura no Estado de São Paulo iniciou-se com a expansão do café, em meados do século XVIII, que foi marcada pelo desmatamento de “terras virgens”, através da queimada das matas e implantação da cultura. O declínio da cultura do café ocorreu em 1929, quando se iniciou a diversificação da agricultura no Estado com a cultura do algodão, seguido da cana-de-açúcar e pecuária de corte. Na bacia do Rio Corumbataí, localizada no Estado de São Paulo, devido à expansão das ferrovias e aumento da demanda por carvão, cultivaram-se também grandes áreas de eucalipto, havendo alguns remanescentes desses plantios até hoje. Atualmente, a Bacia do Rio Corumbataí é ocupada principalmente por pastagens e cana-de-açúcar, havendo um aumento significativo de plantios florestais e fruticultura nas últimas duas décadas.

As mudanças de uso do solo podem influenciar o sistema solo-plantatmosfera como um todo. Tais influências podem ser devido à alteração do padrão de distribuição térmica local, que tem sido estudado por meio da temperatura de superfície (MENG; LIU, 2013; ORHAN; EKERCIN; DADASER-CELIK, 2014), e influências no solo, principalmente pela alteração dos seus estoques de carbono (GUO; GIFFORD, 2002; ZINN; LAL; RESCK, 2005; ASSAD et al., 2013).

O solo é o principal compartimento de carbono terrestre, e a comunidade científica internacional tem relatado sobre como a alteração deste compartimento, causada principalmente pelas mudanças de uso do solo, pode influenciar a temperatura terrestre, pelo aumento da concentração de CO₂ na atmosfera (WIGLEY, 1991; JOBBAGY; JACKSON, 2000; BROICH et al., 2011; GALLARDO; BOND, 2011). A dicotomia entre a necessidade de produção de bens e a preocupação com as influências que tais atividades podem causar ao compartimento de carbono do solo é

considerada por Lal (2010) como possível a partir do uso eficiente e sustentável dos recursos na produção agrícola e o manejo do solo, por meio do aumento da matéria orgânica do solo (MOS) de áreas cultivadas.

A principal fonte de matéria orgânica para o solo é a deposição de material orgânico de origem vegetal. Tal MOS é constituída de duas frações, a fração lábil e a recalcitrante. A MOS lábil tem um curto período de residência no solo, sendo facilmente degradada pelos microrganismos. Segundo Blair, Lefroy e Lisle (1995) tal fração é mais sensível ao manejo do solo de curto prazo, em relação à dinâmica do carbono total do solo. Já as frações mais recalcitrantes da MOS não estão prontamente disponíveis à decomposição, com longo período de residência no solo, sendo pouco influenciada pelo manejo recente do solo (ZINN; LAL; RESCK 2005; CHEN et al., 2013). De acordo com Christensen (2001) são três os níveis de complexidade estrutural e funcional da MOS. O primeiro nível é a matéria orgânica não complexada, não sendo facilmente distinguível da liteira e nem incorporada em complexos organominerais primários. De acordo com Gregorich e Janzen (1996) tal fração da matéria orgânica é composta principalmente de resíduos vegetais e animais parcialmente decompostos, hifas de fungos, esporos, restos fecais, esqueletos da fauna, fragmentos de raízes e sementes. O segundo nível de complexidade da MOS são os complexos organominerais primários que, segundo Schjonning et al. (1999), implica na associação da MO com partículas minerais do solo de diferentes tamanhos, consequentemente, partículas de solo com diferentes composições mineralógicas. Tais associações têm maior influência no tempo de residência da MO no solo do que as variações encontradas dentro de tamanhos individuais separados. O terceiro nível são os complexos organominerais secundários que, segundo Christensen (2001), são as associações entre as partículas individuais da MO não complexada e os complexos organominerais primários, formando os agregados do solo.

O potencial do solo na formação de agregados depende da distribuição de tamanho e características dos complexos primários, sendo fundamentalmente dependentes das propriedades do solo, tais como o tipo de mineralogia da fração argila e a quantidade de cátions polivalentes e sesquióxidos (CARTER; STEWART, 1995; LAL et al., 1997; CHRISTENSEN, 2001).

Os estudos das influências causadas pelas mudanças de uso e manejo do solo de longa data, sobre o estoque de carbono do solo, têm sido realizados a partir

da análise da mudança da composição isotópica do solo, que está diretamente relacionado a seu tempo de residência no solo, sendo o principal objeto de estudo a fração mais recalcitrante da MOS (BALESDENT; GIRARDIN; MARIOTTI, 1993; DESJARDINS et al., 1994; BERNOUX et al., 1998; YONEKURA et al., 2012; ASSAD et al., 2013).

O uso da abundância natural do ^{13}C na natureza como um traçador é capaz de separar do compartimento solo o carbono oriundo da vegetação nativa e o carbono da vegetação de sucessão, desde que estes sejam de ciclos fotossintéticos diferentes (C_3 x C_4) (BALESDENT; GIRARDIN; MARIOTTI, 1993; DESJARDINS et al., 1994). No Brasil, a sucessão mata nativas por culturas de ciclo C_4 , como cana-de-açúcar e pastagens, são as mais comuns, tornando possível o uso da técnica para a avaliação das influências da mudança de uso do solo nos diferentes biomas do país.

Diante do exposto, diversos estudos foram realizados no Brasil com o objetivo de avaliar a influência das mudanças de uso do solo sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo. Assad et al. (2013) avaliaram os estoques de carbono em solos do Brasil em diferentes biomas e sucessões de mata nativa/pastagem e sistema lavoura-pecuária. Os autores observaram que os estoques de carbono no solo sob a mata nativa foram de 29 e 64 Mg C ha^{-1} , respectivamente, a 10 e 30 cm de profundidade. As perdas de C do solo não diferiram entre o sistema lavoura-pecuária e pastagem, com cerca de 7,5 e 11,6 Mg C ha^{-1} , nas mesmas profundidades. A proporção de C_4 variou, respectivamente, para o sistema lavoura-pecuária e pastagem na profundidade de 10 cm de 10 a 66%, enquanto que na profundidade de 30 cm foi de 58 a 63%.

Diversos trabalhos relatam que os estoques de carbono do solo são influenciados pela textura e uso do solo, havendo grande variação nos seus valores. Considerando apenas a camada de 0-20 cm de profundidade, são encontrados na literatura estoques de carbono de 24,2 Mg C ha^{-1} sob Neossolo com 16% de argila, 29,7 Mg C ha^{-1} em Latossolo com 30% de argila (ZINN; RESCK; SILVA, 2002), 35,8 Mg C ha^{-1} em Latossolo com cerca de 45% de argila (BAYER; MIELNICZUK; MARTIN-NETO, 2000) e 53,1 Mg C ha^{-1} em Latossolo com mais de 80% de argila (ROSCOE et al., 2000). Avaliando o efeito das mudanças de uso do solo, Roscoe et al. (2000) obtiveram

incrementos na sucessão mata nativa/pastagem de cerca de 6%, e Fernandes, Cerri e Fernandes (2007) constataram ganhos de até 55% na camada de 0-40 cm e de 29% na camada de 0-20 cm, sob a mesma sucessão, em Espodossolo de textura média arenosa. Os autores relataram que tais ganhos estão relacionados com o baixo conteúdo inicial de carbono no solo, sob a vegetação de cerrado na região do Pantanal sul-mato-grossense. Em áreas de cana-de-açúcar, Luca et al. (2008), observaram estoques de carbono orgânico na camada de 0-20 cm de 47,9; 24,0 e 20,9 Mg C ha⁻¹, respectivamente, para Latossolo Vermelho de textura argilosa, Argissolo Vermelho-amarelo e Neossolo Quartzarênico, ambos de textura arenosa. Na sucessão mata nativa/citrus, Veloso, Carvalho e Rego (1998) observaram, na camada de 0-20 cm, estoques de carbono no solo de 41,3 Mg C ha⁻¹, em um Latossolo localizado na região amazônica. Sanches et al. (1999) obtiveram estoque de 25,1 Mg C ha⁻¹, sob a cultura de citrus na região central do Estado de São Paulo, em solo tipo Podzólico com cerca de 15% de argila, e Guimarães, Gonzaga e Melo Neto (2014) observaram estoques de carbono, na camada de 0-30 cm, de 24,7 Mg C ha⁻¹, na região Nordeste do Brasil e em Argissolo de textura arenosa.

Diante da alta variabilidade dos estoques de carbono no solo e dos efeitos inerentes às mudanças de uso do solo sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo, este trabalho objetivou determinar o efeito da substituição da mata nativa por culturas de cana-de-açúcar, pastagem e citricultura na bacia do Rio Corumbataí, SP, sobre o estoque de carbono total do solo (ECT), por meio da medida da abundância natural do ¹³C.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

A bacia do Rio Corumbataí está localizada entre os paralelos 22° 04' 46" S e 22° 41' 28" S e os meridianos 47° 27' 40" W e 47° 55' 03" W. O perímetro é de aproximadamente 301km, com 63 km de extensão na direção norte-sul e 46 km na direção leste oeste. Possui uma área de 1.710 km² abrangendo os municípios de Corumbataí, Ipeúna, Rio Claro e Santa Gertrudes e parte dos municípios de Analândia, Charqueada, Itirapina e Piracicaba (Figura 3.1). A altitude da bacia está na faixa de 470 a 1.058 m, da foz à nascente. O clima da região, na classificação de

Köppen, é do tipo Cwa, subtropical seco no inverno e chuvoso no verão, com temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. As temperaturas mais altas ocorrem nos meses de dezembro a março e as mais baixas em junho e julho, com temperatura média de 17°C. O regime de chuva é típico de clima tropical, com duas estações bem definidas, um período seco de março a setembro e um período chuvoso de outubro a fevereiro, período que responde por mais de 80% da precipitação anual. A precipitação média anual é de 1.390 mm (TROPMAIR, 1974). A insolação média anual é de 2.420 horas e os ventos são moderados, com predominância na direção E-SE (KOFFLER, 1993). Os principais grupos de solo da bacia do Rio Corumbataí são Argissolos com 46%, Latossolo 30% e Neossolo 22%, e há ocorrência de pequenas unidades de Nitossolo, Gleissolo e Chernossolo com cerca em 0,4; 0,4 e 0,2% da área da bacia respectivamente (Figura 3.1).

3.2.2 Seleção das áreas de coleta

Foram selecionadas para coleta 10 áreas que fossem representativas quanto ao tipo de solo, relevo e principais culturas da Bacia do Rio Corumbataí (BRC), a saber, cana-de-açúcar, pastagem e citrus (Tabela 3.1). Tais áreas foram distribuídas nos limites e entorno da bacia (Figura 3.1).

As áreas foram definidas a partir da montagem de um banco de dados georreferenciado (BDG) composto por imagens do satélite TM/Landsat e mapas de uso e cobertura do solo, dos anos de 1985 a 2011, e fotografias aéreas do levantamento fotogramétrico dos anos de 1962 e 1972. O principal critério para a escolha das áreas foi a presença de fragmentos de mata nativa e de áreas com períodos distintos de desmatamento. Considerou-se mata nativa todos os fragmentos que estavam presentes no ano de 1962. Por meio do BDG, tais fragmentos foram monitorados de 1962 a 2011, o que possibilitou apontar áreas desmatadas e os cultivos sucessivos. Nestas áreas foram realizadas visitas a campo para a inspeção visual das condições de conservação dos fragmentos e levantamento de informações das áreas desmatadas, quanto ao tipo de cultura, manejo e tratamentos culturais realizados. Foram excluídas as áreas onde os fragmentos se encontravam muito antropizados e que não tivessem as informações mínimas necessárias.

3.2.3 Descrição das sucessões

A sucessão mata nativa/citricultura da área 1 está localizada no município de Santa Cruz da Conceição, SP, fora dos limites da bacia. Possui topografia plana e solo homogêneo (Tabela 3.1). Tal sucessão não é comum no estado de São Paulo, o que a torna única para o estudo da influência desta sucessão sobre os estoques de carbono do solo. Por meio do BDG e relatos de moradores locais, foi verificado que esta área possui três épocas distintas de desmatamento: 1976, 1985 e 1994. Foi relatado que na ocasião do desmatamento, as árvores de valor madeireiro foram removidas e o restante amontoado e queimado. A citricultura foi implantada em espaçamento 7 x 3 m após a aração e gradagem do solo. O plantio foi adubado duas a três vezes ao ano com cerca de 200 a 300 g por planta da formulação NPK 20-25-20 e uma vez ao ano com esterco de origem bovina. A calagem foi realizada periodicamente a cada três ou quatro anos com aplicação de aproximadamente 2 a 3 Mg ha⁻¹. O controle de plantas daninhas foi feito pelo uso de grade nas entrelinhas das plantas e capina sob a copa das árvores nos primeiros 15 anos, depois o manejo passou a ser químico com aplicação de herbicidas sob a copa das árvores e roçada nas entrelinhas. Após 19 anos de citricultura, foi feito o consórcio citrus-pastagem, em que o gado era liberado para o pastejo nas entrelinhas das plantas. No ano de 2012, a lavoura foi cortada, destocada, enleirada e queimada para o preparo do solo e posterior plantio de cana-de-açúcar.

As sucessões mata nativa/pastagem caracterizaram satisfatoriamente o manejo empregado na maior parte das pastagens da BRC, pois são extensivas e de baixa produtividade (Tabela 3.1). Segundo relatos de produtores locais, nenhuma das áreas de pasto selecionadas recebeu qualquer tipo de manejo, como adubação, correção da acidez, irrigação e preparo do solo, desde a sua implantação. O controle das plantas daninhas foi realizado por queima periódica, sempre que necessário.

Figura 3.1 - Localização, grupos de solo da bacia do Rio Corumbataí e localização das áreas selecionadas e seus respectivos usos e coberturas

As sucessões mata nativa/cana-de-açúcar caracterizaram satisfatoriamente o sistema de manejo adotado nos cultivos de cana-de-açúcar na BRC (Tabela 3.1). Conforme descrito pelos produtores locais, o manejo empregado nas áreas coletadas é típico do manejo praticado por usinas canavieiras, sob sistema intensivo de manejo, com adubação nitrogenada, com aproximadamente 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹, remoção anual da cana-de-açúcar, após queima da palha, e replantio da cultura a cada cinco anos. No preparo do solo, para o plantio da cana, são feitas aplicações de calcário para a correção da acidez do solo. A dosagem varia de acordo com o conteúdo de alumínio do solo, sendo aplicado em média de 3 a 5 Mg ha⁻¹ de calcário na região.

É importante citar que todas as áreas sob cana-de-açúcar e pasto, com mais de 50 anos, não possuem idade de desmatamento conhecida, sabendo-se apenas que do ano de 1962 até a data das coletas tais áreas permaneceram sob monocultivo de cana-de-açúcar ou pastagem. Desta forma, o histórico de uso anterior ao ano de 1962 é desconhecido, tendo sido necessárias algumas generalizações neste trabalho.

Tabela 3.1 - Coordenadas geográficas, tipos de vegetação e solo, classe de textura, conteúdo de areia, silte e argila (%) e sucessão de cada uma das áreas coletadas na bacia do Rio Corumbataí e seu entorno

Áreas	Coordenadas		Vegetação original	Solo	Textura	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Sucessão
	Lat. S	Long. W							
1	22° 9,45'	47° 30,81'	Cerradão	Areia Quartzosas	Arenosa	92	2	6	M, F18, F24, F35; P35
2	22° 7,83'	47° 34,94'	Cerradão	Areia Quartzosas	Arenosa	91	3	7	M, C26, C46
3	22° 19,61'	47° 46,57'	Cerradão	Latossolo	Arenosa	89	2	8	M, P40, P>50
4	22° 20,23'	47° 49,78'	Cerradão	Latossolo	Arenosa	91	2	7	M, P38
5	22° 39,19'	47° 39,84'	Mata tropical**	Chernossolo/ Neossolo	Argilosa	37	33	30	M, C39, C>50
6	22° 27,97'	47° 55,65'	Mata Tropical/ subtropical*	Latossolo	Média argilosa	76	4	20	M, P34, P>50, C>50
7	22° 29,35'	47° 46,65'	Mata tropical*	Podzólico	Arenosa	73	7	20	M, P48, P>50, C>50
8	22° 26,40'	47° 40,46'	Mata tropical*	Podzólico	Média Argilosa	43	17	41	M, C25, C>50
9	22° 28,72'	47° 42,14'	Mata tropical*	Podzólico	Muito Argilosa	28	14	59	M, C44, C>50
10	22° 21,47'	47° 29,42'	Mata tropical**	Latossolo	Muito Argilosa	17	22	61	M, C37, C>50

Sucessão: M= Mata Nativa, F= Fruticultura, P=Pastagem, C=Cana-de-açúcar. * Subperenifólia,

** Subcaducifólia

3.2.4 Amostragem e análises

O período de amostragem foi de agosto de 2013 a março de 2014. Foram coletadas três amostras de solo para cada ano da sucessão (Tabela 3.1, Figura 3.1). O procedimento de amostragem envolveu abertura de minitrincheiras, com dimensões aproximadas de 30x30x20 cm, para coleta nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm. Foram coletadas amostras deformadas para determinação do carbono orgânico e granulometria e amostras indeformadas para a determinação da densidade do solo.

A densidade aparente do solo (g cm^{-3}) foi determinada pelo método do cilindro de Kopec, utilizando um anel metálico com volume aproximado de $4,51 \text{ cm}^3$. As análises granulométricas foram realizadas pelo método do densímetro, com dispersantes hidróxido de sódio e hexametáfosfato de sódio, separando areia e argila, enquanto que o silte foi obtido por diferença (EMBRAPA, 1997).

Para a determinação da concentração de carbono total (%) e razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ (‰), as amostras de solo foram secas em estufa por 48h a 60°C e depois moídas e peneiradas, em peneira de 0,25 mm, para a obtenção da fração terra fina seca ao ar (TFSA). A fração TFSA foi quarteada, por meio do quarteador de Jones, até que restasse uma sub amostra de aproximadamente 10 g. As sub amostras foram processadas para a remoção de raízes e carvões macroscópicos. As leituras foram feitas no analisador elementar Carlo Erba EA 1110 acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica, Finnigan Desta Plus no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (CENA-USP).

3.2.5 Estoque de carbono e razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$

O estoque de carbono do solo (Mg ha^{-1}) foi estimado pela multiplicação do teor de carbono (g kg^{-1}), densidade do solo (kg dm^{-3}) e espessura (cm) da camada equivalente à área de referência (Mata nativa) de acordo com a Equação 1 (ELLERT; BETTANY, 1995; MORAES et al., 1996).

$$Est\ C = \frac{CO * DS * e}{10} \quad (1)$$

onde: Est C é o estoque de carbono orgânico total (Mg ha^{-1}), DS é a densidade do solo (kg dm^{-3}), CO é o teor de carbono (g kg^{-1}) e e é a espessura da camada equivalente (cm).

A razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ foi expressa pela equação 2.

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000 \quad (2)$$

sendo R_{amostra} e $R_{\text{padrão}}$ são, respectivamente, a razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e do padrão. O padrão utilizado foi Vienna Peedee Belemnite (VPDB). A precisão analítica foi baseada em medidas internas duplicadas e padrões calibrados rotineiramente no laboratório, sendo de 0,2‰ para o $\delta^{13}\text{C}$ e 3% para as concentrações de C e N.

A percentagem de carbono derivado da floresta primária e das culturas agrícolas C4 foram obtidas por diluição isotópica, de acordo com a equação 3.

$$C_4 = \frac{\delta_{\text{amostra}} - \delta_{C_3}}{\delta_{C_4} - \delta_{C_3}} \quad (3)$$

sendo: δ_{amostra} é $\delta^{13}\text{C}$ do solo sob as culturas, δ_{C_4} é o valor $\delta^{13}\text{C}$ de plantas C4 (-12‰), δ_{C_3} é o valor $\delta^{13}\text{C}$ do solo sob floresta C3 (-28‰) e C_4 é a fração de carbono de plantas C4 (%).

3.2.6 Análises estatísticas

De forma a organizar os dados, as sucessões foram identificadas por uma sequência numérica de 3 ou 4 algarismos, que indicaram, respectivamente, área, sequência de desmatamento e tipo de cobertura. Desta forma, áreas de mata nativa e cultivos de diferentes idades passaram a constituir parcelas identificadas de acordo com a Tabela 3.2.

As análises estatísticas e manipulação dos dados foram realizadas no software R, com o qual se calcularam medidas de tendência central, média e desvio padrão da média, e o teste de comparação de médias não paramétricos de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade, utilizando o pacote Stats (R TEAM CORE, 2013).

A distribuição empírica dos dados foi apresentada na forma de gráfico boxplot (gráfico de caixa), que é formado pelo primeiro e terceiro quartil, mediana, valor máximo e mínimo, podendo ainda indicar a presença de valores discrepantes. A

utilização deste tipo de gráfico permite ainda comparação visual entre diferentes grupos de dados.

Tabela 3.2 - Estrutura dos dados e identificação das parcelas coletadas em cada área coletada na bacia do Rio Corumbataí

Parcelas	Área	Idade	Cobertura	Parcelas	Área	Idade	Cobertura
101	1		Mata Nativa	601	6		Mata Nativa
112	1	18	Citrus	614	6	34	Pastagem
122	1	24	Citrus	624	6	50	Pastagem
142	1	37	Citrus	633	6	50	Cana-de-açúcar
154	1	37	Pastagem	701	7		Mata Nativa
				714	7	26	Pastagem
201	2		Mata Nativa	724	7	50	Pastagem
213	2	26	Cana-de-açúcar	733	7	50	Cana-de-açúcar
223	2	43	Cana-de-açúcar	801	8		Mata Nativa
301	3		Mata Nativa	813	8	25	Cana-de-açúcar
314	3	40	Pastagem	823	8	50	Cana-de-açúcar
324	3	50	Pastagem	901	9		Mata Nativa
401	4		Mata Nativa	913	9	46	Cana-de-açúcar
414	4	38	Pastagem	923	9	50	Cana-de-açúcar
501	5		Mata Nativa	1001	10		Mata Nativa
513	5	38	Cana-de-açúcar	1013	10	39	Cana-de-açúcar
523	5	50	Cana-de-açúcar	1023	10	50	Cana-de-açúcar

O último algarismo é identificado como: 1=Mata nativa, 2 = Citrus, 3= Cana-de-açúcar, 4=Pastagem

3.2.7 Dinâmica do estoque de carbono do solo e taxa de decomposição (TD)

A variação do estoque de carbono do solo ao longo do tempo foi ajustada a um modelo matemático polinomial de segundo grau:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x + \beta_2 x^2 \quad (4)$$

Em que: β_0 , β_1 e β_2 são os parâmetros estimados da regressão, y é a variável resposta, representada pelo estoque de carbono no solo e x é a variável independente, tempo. A avaliação do modelo foi feita pelo cálculo do coeficiente de determinação R^2 , que mostra o grau de explicação do modelo. Os modelos com o R^2 maior que 0,8 foram considerados representativos.

A taxa de decomposição dos estoques de carbono no solo foi determinada pela derivada do modelo quadrático ajustado em função do tempo.

3.3 Resultados

Influência das mudanças de uso do solo sobre a densidade do solo

A densidade do solo (DS), respectivamente, em solos arenosos e argilosos na camada de 0-10 cm, foi de 1,58 e 1,31 g cm⁻³, sob mata nativa. Em cana-de-açúcar foi de 1,93 e 1,57 g cm⁻³ e na pastagem foi de 1,78 e 1,51 g cm⁻³. Na camada de 10-20 cm a DS foi, respectivamente, para solos arenosos e argilosos de 1,71 e 1,46 g cm⁻³ sob mata nativa, em cana-de-açúcar de 1,98 e 1,61 g cm⁻³ e em pastagem foi de 1,86 e 1,67 g cm⁻³. Na citricultura a DS foi, respectivamente, de 1,67 e 1,74 g cm⁻³ para a camada de 0-10 e 10-20 cm, no entanto tais valores foram coletados após a remoção do citrus e implantação da cana-de-açúcar (Figura 3.2).

As áreas sob mata nativa apresentaram os menores valores de DS em comparação com as culturas agrícolas, nas duas camadas amostradas. Observou-se ainda que a DS da camada de 10-20 cm foi maior que da camada de 0-10 cm, porém sua variabilidade foi menor, o que pode ser devido a maior presença de raízes e matéria orgânica nesta camada. Estatisticamente, as diferenças observadas nos valores de DS sob cultivo, em relação a mata nativa, são significativas ($P < 0,05$), em ambas camadas (Tabelas 3.3 e 3.4).

O efeito das culturas sobre a DS ocorreu devido à mecanização, no caso de culturas, como cana-de-açúcar, e do pastejo animal, no caso das pastagens.

Conteúdo de C, N e relação C/N no solo

Nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, o conteúdo de carbono (CC) do solo (g kg⁻¹) não diferiu estatisticamente ($P < 0,05$) entre a mata nativa (18,9 e 10,7 g kg⁻¹) e a cana-de-açúcar (21,0 e 17,7 g kg⁻¹), mas diferiu de pasto (9,5 e 7,5 g kg⁻¹) e citrus (7,4 e 5,9 g kg⁻¹). Os valores mais elevados de CC foram observados na cana-de-açúcar, seguido pela mata nativa, enquanto que a menor concentração foi observada no citrus. Em relação a textura do solo, o CC não diferiu ($P < 0,05$) entre as classes muito argilosa (29,2 e 19,5 g kg⁻¹) e argilosa (37,5 e 26,9 g kg⁻¹) em ambas camadas, porém diferenças foram observadas entre a classe média argilosa (17,3 e 13,3 g kg⁻¹) e média arenosa (12,8 e 11,0 g kg⁻¹) na camada superficial. O CC da classe de solo arenoso diferiu de todas as outras classes, em ambas camadas. Verificou-se que os maiores teores de carbono no solo estão na camada superficial e nos solos argilosos.

Figura 3.2 - Densidade do solo nas camadas 0-10 e 10-20 cm em diferentes sucessões mata nativa para cultivos agrícolas na bacia do Rio Corumbataí, SP

Nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, o conteúdo médio de nitrogênio (CN) no solo sob mata nativa (1,55 e 0,90 g kg⁻¹) e cana-de-açúcar (1,16 e 0,96 g kg⁻¹) não diferiram ($P < 0,05$) entre si, mas diferiram de pasto (0,82 e 0,60 g kg⁻¹) e citrus (0,61 e 0,47 g kg⁻¹). Na camada de 10-20 cm, os CN da cana-de-açúcar e citrus não foram estatisticamente diferentes da mata nativa, porém o mesmo não ocorreu com o pasto. Os maiores valores de CN foram observados na mata nativa e na camada superficial. Em relação a textura do solo, não houve diferenças significativas do CN do solo entre as classes de textura muito argilosa (1,93 e 1,97 g kg⁻¹), argilosa (1,90 e 1,37 g kg⁻¹) e média argilosa (1,49 e 1,12 g kg⁻¹). As classes média arenosa (1,03 e 0,85 g kg⁻¹) e arenosa (0,59 e 0,38 g kg⁻¹) diferiram entre si e de todas as outras classes, na camada superficial. Na camada de 10-20 cm, o

comportamento foi semelhante ao observado na camada superficial, porém não houve diferença entre o CN das classes muito argilosa e média argilosa. Verificou-se que o CN é maior nos solos de textura argilosa e na camada superficial e que a mudança de uso do solo tem influência sobre o CN (Tabela 3.3).

A relação C/N do solo na camada de 0-10 cm não diferiu ($P < 0,05$) entre nenhuma das classes de uso do solo. Na camada de 10-20 cm, a relação C/N do solo sob cana-de-açúcar (14,5 e 16,6, respectivamente, nas camadas 0-10 e 10-20 cm) foi igual ao citrus (12,1 e 13,3) mas diferente do pasto (10,5 e 11,3) e da mata nativa (11,73 e 13,3). O maior valor de relação C/N do solo foi observado na cana-de-açúcar e o menor na pastagem. Quanto a profundidade, os maiores valores foram observados na camada superficial, independentemente do tipo de cobertura. Em relação as classes de textura, observaram-se diferenças nas classes muito argilosa (15,7 e 14,5) e arenosa (9,6 e 12,4), porém as classes intermediárias, argilosa (19,9 e 19,2), média argilosa (11,5 e 11,7) e média arenosa (11,3 e 12,8), não foram estatisticamente diferentes entre si, em ambas camadas. A relação C/N em função da textura do solo não seguiu um padrão bem definido, porém observou-se uma tendência dos solos argilosos apresentarem maior relação C/N em comparação aos solos arenosos.

Analisando a totalidade dos dados, observou-se que o CC e CN do solo está mais relacionado com a textura do solo do que com o tipo de cobertura, assim como existe uma maior concentração desses elementos na camada superficial, independentemente da cobertura ou da textura do solo. Já para a relação C/N, não foi observado um comportamento bem definido de ocorrência. Tais tendências também são observadas quando analisamos os dados separadamente, em nível de área (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 - Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg^{-1}) e relação C/N das camadas superficial (0-10 cm) e sub superficial (10-20 cm) das parcelas amostradas em solos da bacia do Rio Corumbataí, SP

(continua)

Parcelas	Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg^{-1})								Relação C/N			
	0-10 cm				10-20 cm				0-10 cm		10-20 cm	
	C		N		C		N		C/N		C/N	
101	7,5 ± 0,92	ab	0,60 ± 0,02	ab	5,3 ± 0,65	ab	0,33 ± 0,04	bc	12,4 ± 1,0	a	16,1 ± 0,2	a
112	6,5 ± 2,12	bc	0,47 ± 0,05	b	5,7 ± 4,17	ab	0,44 ± 0,16	ab	13,4 ± 3,8	a	11,6 ± 5,3	ab
122	5,2 ± 1,53	bc	0,50 ± 0,09	b	7,1 ± 0,69	a	0,44 ± 0,07	ab	10,3 ± 1,5	ab	16,1 ± 1,2	a
132	10,6 ± 1,80	a	0,85 ± 0,07	a	4,9 ± 0,37	bc	0,52 ± 0,06	a	12,6 ± 1,3	a	9,4 ± 1,1	bc
164	2,6 ± 3,39	c	0,40 ± 0,25	a	0,7 ± 0,49	c	0,28 ± 0,05	c	4,9 ± 4,4	b	2,3 ± 1,2	c
201	7,5 ± 0,92	a	0,60 ± 0,02	a	5,3 ± 0,65	a	0,33 ± 0,04	a	12,4 ± 1,0	a	16,1 ± 0,2	a
213	1,1 ± 1,75	b	0,28 ± 0,09	b	3,6 ± 1,69	ab	0,25 ± 0,10	a	7,1 ± 1,1	b	14,2 ± 0,7	b
223	0,2 ± 0,82	b	0,24 ± 0,06	b	2,9 ± 0,31	b	0,23 ± 0,03	a	2,2 ± 0,5	b	12,7 ± 0,3	c
301	7,7 ± 2,48	a	0,71 ± 0,16	a	5,2 ± 0,47	a	0,40 ± 0,02	a	10,7 ± 1,1	a	12,9 ± 0,6	a
314	5,3 ± 4,40	a	0,54 ± 0,23	a	6,4 ± 2,12	a	0,49 ± 0,14	a	8,8 ± 3,6	a	13,1 ± 0,5	a
324	7,8 ± 0,08	a	0,64 ± 0,03	a	3,6 ± 0,19	b	0,30 ± 0,01	b	12,1 ± 0,5	a	12,1 ± 0,5	a
401	6,1 ± 1,49	a	0,81 ± 0,14	a	4,3 ± 0,64	a	0,43 ± 0,06	a	7,4 ± 0,5	a	10,0 ± 0,5	a
414	3,9 ± 0,63	b	0,52 ± 0,06	b	2,8 ± 0,56	b	0,23 ± 0,05	b	7,5 ± 0,3	a	11,8 ± 0,4	b

Tabela 3.3 - Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg^{-1}) e relação C/N das camadas superficial (0-10 cm) e sub superficial (10-20 cm) das parcelas amostradas em solos da bacia do Rio Corumbataí, SP

(continuação)

Parcelas	Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg^{-1})								Relação C/N			
	0-10 cm				10-20 cm				0-10 cm		10-20 cm	
	C		N		C		N		C/N		C/N	
501	36,2 ± 6,21	a	2,42 ± 0,28	a	19,0 ± 2,22	a	1,46 ± 0,18	a	18,0 ± 1,2	a	11,6 ± 0,3	a
513	56,6 ± 24,70	a	1,35 ± 0,24	a	61,6 ± 41,23	b	1,32 ± 0,31	a	40,8 ± 13,6	b	43,4 ± 21,8	b
523	68,5 ± 33,63	a	2,39 ± 0,59	b	35,1 ± 16,10	ab	1,40 ± 0,29	a	28,1 ± 9,6	b	24,8 ± 10,9	b
601	20,1 ± 6,50	a	1,49 ± 0,41	a	13,8 ± 2,77	a	1,08 ± 0,27	a	13,3 ± 0,9	a	12,9 ± 0,9	a
613	19,6 ± 2,54	a	1,36 ± 0,15	a	15,8 ± 3,29	a	1,21 ± 0,25	a	14,3 ± 0,3	a	13,1 ± 0,2	a
624	19,7 ± 1,83	a	1,44 ± 0,12	a	14,6 ± 0,25	a	1,13 ± 0,07	a	13,7 ± 0,2	a	13,0 ± 0,7	a
634	21,6 ± 1,96	a	1,61 ± 0,30	a	21,4 ± 1,63	b	1,57 ± 0,10	b	13,6 ± 1,5	a	13,6 ± 0,2	a
701	13,0 ± 5,79	a	1,13 ± 0,27	a	8,6 ± 3,16	a	0,69 ± 0,25	a	11,1 ± 2,2	a	12,5 ± 0,5	a
713	2,8 ± 1,46	b	0,42 ± 0,09	c	5,4 ± 0,83	ab	0,41 ± 0,07	bc	6,3 ± 2,3	b	13,3 ± 0,8	a
724	5,5 ± 1,17	c	0,64 ± 0,10	b	6,6 ± 1,08	a	0,53 ± 0,11	ab	8,6 ± 0,5	c	12,7 ± 0,6	a
734	9,4 ± 1,44	a	0,76 ± 0,13	ab	3,8 ± 0,61	b	0,31 ± 0,03	c	12,5 ± 1,1	a	12,1 ± 0,8	a
801	22,9 ± 2,95	a	2,37 ± 0,24	a	9,0 ± 2,78	a	1,00 ± 0,33	a	9,6 ± 0,3	a	9,0 ± 0,5	a
813	8,9 ± 1,92	b	1,01 ± 0,12	b	10,5 ± 2,09	a	1,04 ± 0,23	a	8,8 ± 1,0	a	10,2 ± 0,3	b
823	11,0 ± 1,63	b	1,14 ± 0,11	b	10,1 ± 1,24	a	0,87 ± 0,16	a	9,6 ± 0,5	a	11,6 ± 1,0	b

Tabela 3.3 - Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg^{-1}) e relação C/N das camadas superficial (0-10 cm) e sub superficial (10-20 cm) das parcelas amostradas em solos da bacia do Rio Corumbataí, SP

(conclusão)

Parcelas	Conteúdo de carbono e nitrogênio (g kg ⁻¹)								Relação C/N				
	0-10 cm				10-20 cm				0-10 cm		10-20 cm		
	C		N		C		N		C/N		C/N		
901	29,6±	2,51	a	2,43 ± 0,18	a	18,1 ± 1,46	a	1,59 ± 0,18	a	12,2 ± 0,1	ab	11,4 ± 0,4	a
913	14,8±	1,85	b	1,36 ± 0,12	b	13,5 ± 1,58	b	1,13 ± 0,16	b	10,9 ± 1,2	b	12,0 ± 0,4	a
933	19,1±	1,36	c	1,49 ± 0,07	b	16,1 ± 0,57	c	1,32 ± 0,02	c	12,8 ± 0,6	a	12,2 ± 0,6	a
1001	38,0±	5,75	a	2,90 ± 0,35	a	20,1 ± 0,46	a	1,70 ± 0,03	a	13,1 ± 0,8	a	11,8 ± 0,2	a
1013	25,5±	5,80	b	1,45 ± 0,17	b	18,1 ± 2,89	a	1,18 ± 0,12	b	17,5 ± 2,2	b	15,3 ± 0,9	b
1023	24,2±	2,10	b	1,46 ± 0,09	b	20,2 ± 1,51	a	1,23 ± 0,08	b	16,6 ± 0,5	b	16,4 ± 0,8	b

Dentro de áreas e profundidades individuais valores de média com letras diferentes são significativamente diferentes (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$); e $n=3$, sendo n o número de amostras por parcela

Estoque de carbono total no solo

O estoque médio de carbono (ECT) do solo na camada de 0-20 cm, para as classes arenosa, média arenosa, argilosa, média argilosa e muito argilosa, foram, respectivamente, de 17,2; 37,6; 78,6; 48,6 e 57 Mg ha⁻¹ (Figura 3.3 A e C). Nas classes de uso mata nativa, citricultura, pastagem e cana-de-açúcar, os ECT foram, respectivamente, de 47; 22,7; 26,2 e 42,3 Mg ha⁻¹ (Figura 3.3 B).

A menor variação observada no ECT, na classe citrus, foi devido à coleta em apenas uma área, representando apenas um tipo de solo e classe de granulometria. O ECT na camada superficial apresentou maior variabilidade em relação a camada sub superficial, sendo a área 5 de maior dispersão dos dados. Verificou-se ausência de valores discrepantes em nível de parcela (Figuras 3.4), porém em relação ao conjunto total de dados, houve ocorrência de tais valores (Figura 3.3). Tal comportamento foi devido à alta variabilidade espacial dos ECT nos solos da BRC. De forma geral, houve tendência do ECT ser mais elevado nas áreas sob mata nativa e na camada superficial e também se observou que os valores absolutos e a variabilidade de ECT são maiores nos solos argilosos (Figura 3.4).

Abundância natural de ¹³C

Os menores valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo foram observados sob a mata nativa independentemente da classe de textura do solo, e os maiores, mais próximos de zero, foram observados na pastagem seguido da cana-de-açúcar. A maior variabilidade do $\delta^{13}\text{C}$ foi observada nas áreas de cana-de-açúcar e citrus, enquanto que as classes mata nativa e pastagem tiveram baixa dispersão do $\delta^{13}\text{C}$ (Figuras 3.5 e 3.6).

O $\delta^{13}\text{C}$ médio da mata nativa foi estatisticamente diferente ($P < 0,05$) de todos os outros tipos de uso em ambas camadas (Tabela 3.4). Nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, com textura arenosa, o $\delta^{13}\text{C}$ da cana-de-açúcar não diferiu do citrus mas diferiu da pastagem. Para a camada superficial dos solos argilosos, foram encontradas diferenças significativas do $\delta^{13}\text{C}$ entre a cana-de-açúcar e a pastagem. Os resultados apresentados na Tabela 3.4 mostram o efeito da mudança da vegetação original sobre o $\delta^{13}\text{C}$, entretanto tais efeitos foram diferenciados entre as camadas de solo e entre as classes de textura do solo.

O $\delta^{13}\text{C}$ sob a mata nativa aumentou com a profundidade, em 0,63‰ em solo arenoso e 0,90‰ em solo argiloso. No entanto, sob cana-de-açúcar, citrus e pastagem houve redução do $\delta^{13}\text{C}$ com a profundidade, de cerca de 1,22‰ em solos arenosos e

de 1,58‰ nos solos argilosos. Tais resultados indicam que houve uma decomposição preferencial do ^{13}C do solo em solos cultivados (Tabela 3.4).

Figura 3.3 – Estoque de carbono total (0-20 cm) corrigido pela camada equivalente da mata nativa em função da textura e tipo de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Corumbataí, SP

Figura 3.4 - Estoques de carbono total corrigido nas camadas 0-10 e 10-20 cm de profundidade para todas as parcelas coletadas na bacia do Rio Corumbataí

Com a substituição da mata nativa por culturas ou pastagem, houve um incremento do $\delta^{13}\text{C}$ independentemente da profundidade e da textura do solo. Nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, o maior incremento foi observado na pastagem em solo de textura arenosa, respectivamente, de 11,0 e 8,9‰, enquanto que o menor foi em solo argiloso com pastagem, com, respectivamente, 7,3 e 4,2‰ (Tabela 3.4). Tais resultados indicaram que em solos arenosos a decomposição do carbono oriundo da mata nativa foi mais acentuada nas pastagens do que na cana-de-açúcar e citrus, porém em solo argiloso o comportamento foi inverso. Em citrus, o menor incremento em $\delta^{13}\text{C}$ pode estar relacionado com a deposição de carbono de C₃, pela cultura, interferindo na relação isotópica do solo.

Tabela 3.4 - Composição isotópica média (‰) de solos de textura arenosa e argilosa nas camadas de 0-10 e 10-20 cm sob mata nativa e cultivos agrícolas e pastagem na bacia do Rio Corumbataí, SP

Cobertura	Solo arenoso				Solo argiloso			
	0 – 10 cm		10 – 20 cm		0 – 10 cm		10 – 20 cm	
	$\delta^{13}\text{C}$	K-W	$\delta^{13}\text{C}$	K-W	$\delta^{13}\text{C}$	K-W	$\delta^{13}\text{C}$	K-W
Mata nativa	-26,50	c	-25,87	c	-25,80	b	-24,89	c
Cana-de-açúcar	-17,74	b	-18,80	b	-17,60	a	-18,52	a
Pastagem	-15,52	a	-16,94	a	-18,44	a	-20,68	b
Citrus	-18,78	b	-19,97	b	-	-	-	-

Teste de Kruskal-Wallis (K-W) a 5% de probabilidade. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente

Estoque de carbono total, C3 e C4 do solo

Em solos de textura arenosa, o estoque de carbono total (ECT) médio da mata nativa (22,4 Mg ha⁻¹) foi estatisticamente diferente ($P < 0,05$) da cana-de-açúcar (8,8 Mg ha⁻¹) e pasto (13,8 Mg ha⁻¹), porém não diferiu do citrus. Nos solos de textura argilosa, o ECT da mata nativa (57,0 Mg ha⁻¹) foi estatisticamente diferente da cana-de-açúcar (42,0 Mg ha⁻¹) mas não diferiu da pastagem (46,9 Mg ha⁻¹) (Tabela 3.5). Em solo arenoso, o ECT reduziu respectivamente 60 e 38% para cana-de-açúcar e pastagem, enquanto em solo argiloso com cana-de-açúcar, o ECT reduziu 26%.

O incremento de carbono de C4 (EC4) pelas culturas foi significativo ($P < 0,05$) em todas as classes de uso em relação à mata nativa (Tabela 3.5). Os maiores valores de EC4 foram observados em solos de textura argilosa, com cerca de 7,0 e 7,6 Mg ha⁻¹, respectivamente, para a cana-de-açúcar e pastagem. Nos solos arenosos, os valores de EC4 da pastagem e da cana-de-açúcar foram, respectivamente, de 3,7 e 1,8 Mg ha⁻¹. Na área sob citrus o EC4 foi de 4,4 Mg ha⁻¹, não diferindo da pastagem. Os resultados referentes a cada área estão apresentados na Tabela 3.6.

Os resultados apresentados mostraram que nas condições da BRC a cana-de-açúcar afetou mais os ECT do que a pastagem, principalmente em áreas de solo arenoso. Observou-se ainda que, independentemente da cultura, os ECT de solos arenosos estão mais sujeitos às influências do uso do que em solos argilosos.

Tabela 3.5 - Estoque de carbono total e de C4 (Mg ha⁻¹) e teste de significância em solos de textura arenosa e argilosa na camada de 0-20 cm em diferentes tipos de uso na bacia do Rio Corumbataí, SP

Cobertura	Estoque de Carbono total (Mg ha ⁻¹)		Estoque de C4 (Mg ha ⁻¹)	
	Arenoso	Argiloso	Arenoso	Argiloso
Mata nativa	22,4 a	57,0 a	0,0 c	0,0 a
Cana-de-açúcar	8,8 b	42,0 b	1,8 b	7,0 b
Pasto	13,8 b	46,9 ab	3,7 a	7,6 b
Citrus	22,7 a	-	4,4 a	-

Dentro de tipos de cobertura e grupos de solo individuais valores de média com letras diferentes são significativamente diferentes (Kruskal-Wallis, p <0.05).

Figura 3.5 - Composição isotópica de solos de textura arenosa sob mata nativa e cultivos agrícolas e pastagens na bacia do Rio Corumbataí, SP

Figura 3.6 - Composição isotópica de solos de textura argilosa sob mata nativa e cultivos agrícolas e pastagens na bacia do Rio Corumbataí, SP

Tabela 3.6 - Estoque de carbono total e C4 (Mg ha⁻¹) e densidade do solo (g cm⁻³) (média ± erro padrão da média) em diferentes tipos de solo e cultivos na bacia do Rio Corumbataí, SP

(continua)

Parcelas	Estoque de carbono (Mg ha ⁻¹)				Densidade do solo g cm ⁻³			
	Camada 0 – 20 cm				0 – 10 cm		10 – 20 cm	
	C	K-W	C4	K-W	Ds	K-W	Ds	K-W
101	18,8 ± 3,32	b	0,0 ± 0,04	b	1,54 ± 0,07	b	1,71 ± 0,05	b
112	24,7 ± 2,52	a	5,5 ± 0,37	a	1,64 ± 0,09	ab	1,88 ± 0,13	ab
122	20,2 ± 2,24	ab	3,5 ± 0,09	a	1,77 ± 0,21	ab	1,79 ± 0,11	ab
132	23,3 ± 5,52	ab	4,2 ± 2,11	a	1,65 ± 0,11	ab	1,73 ± 0,29	ab
154	2,3 ± 0,34	c	0,5 ± 0,06	b	1,95 ± 0,08	a	1,95 ± 0,03	a
201	18,8 ± 3,32	a	0,0 ± 0,04	b	1,39 ± 0,20	a	1,55 ± 0,08	a
213	7,2 ± 4,95	b	1,0 ± 0,47	a	1,95 ± 0,04	b	2,01 ± 0,04	b
223	5,5 ± 0,23	b	1,3 ± 0,10	a	2,01 ± 0,04	b	2,09 ± 0,06	c
301	22,0 ± 2,51	a	0,0 ± 0,64	c	1,66 ± 0,12	b	1,79 ± 0,06	b
314	14,0 ± 1,64	c	2,9 ± 0,54	b	1,99 ± 0,08	a	2,00 ± 0,04	a
324	19,4 ± 0,38	b	5,7 ± 0,17	a	1,44 ± 0,02	c	1,68 ± 0,12	b
401	18,2 ± 0,80	a	0,0 ± 0,12	b	1,72 ± 0,13	a	1,82 ± 0,17	b
414	11,8 ± 2,05	b	3,4 ± 0,80	a	1,94 ± 0,12	a	1,99 ± 0,03	a
501	129,3 ± 56,47	a	0,2 ± 0,97	b	1,27 ± 0,10	b	1,45 ± 0,03	a
513	71,0 ± 9,27	a	21,3 ± 2,92	a	1,51 ± 0,09	a	1,38 ± 0,34	a
523	116,1 ± 41,49	a	38,6 ± 16,36	a	1,23 ± 0,34	ab	1,18 ± 0,31	a

Tabela 3.6 - Estoque de carbono total e C4 (Mg ha⁻¹) e densidade do solo (g cm⁻³) (média ± erro padrão da média) em diferentes tipos de solo e cultivos na bacia do Rio Corumbataí, SP

(conclusão)

Parcelas	Estoque de carbono (Mg ha ⁻¹)				Densidade do solo g cm ⁻³			
	Camada 0 – 20 cm				0 – 10 cm		10 – 20 cm	
	C	K-W	C4	K-W	Ds	K-W	Ds	K-W
601	55,5 ± 7,79	ab	0,0 ± 0,48	b	1,51 ± 0,05	c	1,63 ± 0,05	b
614	53,0 ± 13,27	ab	8,9 ± 2,96	a	1,31 ± 0,04	d	1,45 ± 0,03	c
624	67,6 ± 4,99	a	10,5 ± 0,34	a	1,83 ± 0,03	a	1,87 ± 0,06	a
633	53,7 ± 2,83	b	9,8 ± 0,96	a	1,72 ± 0,07	b	1,90 ± 0,03	a
701	34,5 ± 10,65	a	0,0 ± 0,20	c	1,58 ± 0,10	b	1,69 ± 0,17	bc
714	13,6 ± 0,93	c	3,0 ± 0,32	b	1,93 ± 0,16	a	1,99 ± 0,04	a
724	20,0 ± 3,68	b	3,3 ± 0,32	b	1,43 ± 0,13	b	1,57 ± 0,01	c
733	21,4 ± 1,70	b	6,0 ± 0,05	a	1,84 ± 0,10	a	1,87 ± 0,11	ab
801	50,7 ± 8,86	a	0,0 ± 0,46	c	1,56 ± 0,13	a	1,69 ± 0,09	b
813	31,6 ± 4,43	b	1,4 ± 0,27	b	1,83 ± 0,22	a	2,06 ± 0,10	a
823	34,2 ± 4,56	b	4,8 ± 1,12	a	1,61 ± 0,19	a	1,63 ± 0,20	b
901	65,9 ± 6,15	a	0,0 ± 0,44	c	1,24 ± 0,19	b	1,60 ± 0,12	a
913	40,1 ± 2,94	c	5,2 ± 0,90	b	1,63 ± 0,16	a	1,69 ± 0,11	a
923	49,6 ± 1,97	b	7,6 ± 0,67	a	1,69 ± 0,02	a	1,73 ± 0,11	a
1001	56,0 ± 6,85	a	0,0 ± 0,18	b	0,96 ± 0,09	b	0,97 ± 0,08	b
1013	42,0 ± 7,73	b	10,1 ± 3,14	a	1,43 ± 0,13	a	1,55 ± 0,14	a
1023	42,9 ± 3,30	b	10,0 ± 0,86	a	1,37 ± 0,03	a	1,45 ± 0,03	a

Dentro de áreas e profundidades individuais valores de média com letras diferentes são significativamente diferentes (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$); e $n=3$, sendo n o número de amostras por parcela

Sucessão mata nativa/pastagem

Nos primeiros anos da sucessão mata nativa/pastagem, sobre solos arenosos, houve acentuada redução do ECT, em todas as áreas amostradas. Os estoques começaram a se estabilizar entre 35 e 40 anos, quando a taxa de decomposição do ECT (TD_ECT) tendeu a zero (Figura 3.7). Porém, tal comportamento não foi observado na área 6, de solo argiloso, onde a taxa de decomposição do carbono oriundo da mata nativa (TD_EC3) foi mínima, alcançando os maiores valores em aproximadamente 20 anos. Nesta área, a taxa de contribuição da cultura (TD_EC4) foi ligeiramente inferior a TD_EC3 influenciando minimamente o ECT. Após este período, o estoque de carbono seguiu tendência de crescimento, alcançando níveis mais altos que o inicial. Verificou-se que na área 6, a pastagem aumentou o EC3, com cerca de $18,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, ou seja, 27% do EC3 não foi oriundo da vegetação nativa, mas de alguma outra fonte, possivelmente devido ao crescimento de vegetação C3.

Em pastagem de solo arenoso, as taxas médias de decomposição do ECT, EC3 e EC4 foram, respectivamente, de $-0,30$; $-0,37$ e $0,07 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e, para os solos argilosos foram, respectivamente, de $0,24$; $0,07$ e $0,21 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Verifica-se que o ECT e EC3 reduziram em pastagens de solos arenosos e aumentaram em solos argilosos e o EC4 foi três vezes maior nos solos argiloso em comparação com os arenosos.

Figura 3.7 - Estoques de carbono (Mg C ha^{-1}): total (ECT), pastagem (EC4) e mata nativa (EC3), e taxas de decomposição dos estoques de carbono ($\text{Mg ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$): ECT, EC4 e EC3, na camada 0-20 cm e em solos de textura arenosa e argilosa na bacia do Rio Corumbataí, SP (continua)

Figura 3.7 - Estoques de carbono (Mg C ha^{-1}): total (ECT), pastagem (EC4) e mata nativa (EC3), e taxas de decomposição dos estoques de carbono ($\text{Mg ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$): ECT, EC4 e EC3, na camada 0-20 cm e em solos de textura arenosa e argilosa na bacia do Rio Corumbataí, SP

Sucessão mata nativa/cana-de-açúcar

A dinâmica do estoque de carbono no solo, sob a cultura da cana-de-açúcar, foi semelhante à pastagem. Nos primeiros anos após o desmatamento, o ECT reduziu em todas as áreas, sendo mais acentuado nas áreas 2 e 7, de textura arenosa, e na área 5, de textura argilosa (Figura 3.8).

A elevada redução do ECT da área 5 em comparação as outras áreas de textura argilosa, pode ser devido à quantidade inicial de ECT, pois nos primeiros anos desta área a TD_ECT foi aproximadamente 4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e a TD_EC4 foi próxima a 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Entretanto, é importante frisar que, mesmo tais perdas sendo tão elevadas, não foi observado diferença estatística entre o ECT da mata nativa e da cana-de-açúcar (Tabela 3.7), devido à elevada variabilidade do ECT desta área, o que pode comprometer a interpretação dos seus valores absolutos. No entanto, a dinâmica dos estoques ao longo do tempo se assemelhou à observada nas outras áreas.

Em solo de textura arenosa sob cana-de-açúcar (área 2), o tempo de estabilização do ECT foi de cerca de 40 anos, enquanto que para os solos de textura argilosa variou entre 30 e 35 anos, com exceção da área 10, com cerca de 45 anos. Em solo de textura arenosa, as TD do ECT, EC3 e EC4, da cana-de-açúcar, foram, respectivamente, de -0,34; -0,56 e 0,22 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e, para os solos argilosos, foram, respectivamente, de -0,07; -0,15 e 0,08 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Percebe-se que, a taxa de decomposição do carbono, em áreas de cana-de-açúcar, foi mais elevada em solos arenosos do que em solos argilosos, porém a TD_EC4, em solos arenosos, foi quase três vezes maior que a dos solos argilosos.

Figura 3.8 - Estoques de carbono (Mg C ha⁻¹): total (ECT), cana-de-açúcar (EC4) e mata nativa (EC3), e taxas de decomposição dos estoques de carbono (Mg ha⁻¹.ano⁻¹): ECT, EC4 e EC3, na camada 0-20 cm e em solos de textura arenosa e argilosa na bacia do Rio Corumbataí, SP (continua)

Figura 3.8 - Estoques de carbono (Mg C ha⁻¹): total (ECT), cana-de-açúcar (EC4) e mata nativa (EC3), e taxas de decomposição dos estoques de carbono (Mg ha⁻¹.ano⁻¹): ECT, EC4 e EC3, na camada 0-20 cm e em solos de textura arenosa e argilosa na bacia do Rio Corumbataí, SP (conclusão).

Sucessão mata nativa/citricultura

A sucessão mata nativa/citrus influenciou positivamente os estoques de carbono do solo, em relação ao nível original (Figura 3.9). Após o desmatamento a TD_ECT foi decrescente ao longo do tempo, porém positiva, tendendo a zero em aproximadamente 25 anos. Tais resultados indicam que o ECT, sob a cultura do citrus, foi superior ao da mata nativa durante todo o período pós-desmatamento. Tal resultado é devido aos elevados valores de TD_EC4 e pelos reduzidos valores de TD_EC3, o que indica uma reduzida taxa de decomposição do carbono de C3, sendo esta, inferior à taxa de contribuição de C4. A TD do ECT, EC3 e EC4 foram, respectivamente, de 0,12, -0,01 e 0,13 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$.

Figura 3.9 - Estoques de carbono (Mg C ha^{-1}): total (ECT), cultura (EC4) e mata nativa (EC3), e taxas de decomposição dos estoques de carbono ($\text{Mg ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$): ECT, EC4 e EC3, na camada 0-20 cm e em solos de textura arenosa na bacia do Rio Corumbataí, SP

3.4 Discussão

O estoque médio de carbono no solo na camada de 0-20 cm, desconsiderando a área 5 que apresentou valores discrepantes, variou de 18,8 a 65,9 Mg C ha^{-1} , para a mata nativa, 5,5 a 49,6 Mg C ha^{-1} , para a cana-de-açúcar, 2,3 a 67,3 Mg C ha^{-1} , para a pastagem e 20,2 a 24,7 Mg C ha^{-1} , para a citricultura.

Em estudo realizado no Estado de Goiás, por Freitas et al. (2000), o estoque de carbono na camada de 0-20 cm em Latossolo argiloso, sob vegetação de cerrado, foi de 51,2 Mg C ha^{-1} , e em pastagem, de 41,1 Mg C ha^{-1} . Sob condições semelhantes, Freixo et al. (2002) observaram estoque de

carbono, sob vegetação de cerrado, de $45,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Na região noroeste do estado de São Paulo, Luca et al. (2008) avaliaram os estoques de carbono orgânico, na camada de 0-20 cm e em diferentes solos sob cultivo de cana-de-açúcar. Os autores encontraram valores de 47,9; 24 e $20,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente, para Latossolo Vermelho de textura argilosa, Argissolo Vermelho-amarelo e Neossolo Quartzarênico, ambos de textura arenosa.

Em Latossolo, com mais de 80% de argila, Roscoe, Buurman e Velhorst (2000) obtiveram estoques de carbono de $53,1$ e $56,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente, em cerrado e pastagem. Em Latossolo, com aproximadamente 30% de argila, Maltoni (1994) encontrou estoque de carbono de $44,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$, sob vegetação de cerrado, e observou uma variação de $44,6$ a $57,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$, para a pastagem. Em Latossolo, sob cerrado, Zinn, Resck e Silva (2002) obtiveram estoques, na camada de 0-20 cm, de $27,8$ e $29,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ com, respectivamente, 60% e 30% de argila, e em Neossolo, com cerca de 16% de argila, o estoque foi de $24,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Em plantio de citrus, localizado na região Amazônica em Latossolo, Veloso, Carvalho e Rego (1998) observaram estoques de carbono no solo, na camada de 0-20 cm, de $41,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Em Citricultura, na região central do Estado de São Paulo em solo tipo Podzólico com cerca de 15% de argila, Sanches et al. (1999) obtiveram estoque de $25,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Ainda para o citrus, na região Nordeste do Brasil em Argissolo de textura arenosa, Guimarães, Gonzaga e Melo Neto (2014) observaram estoque de carbono, na camada de 0-30 cm, de $24,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Os resultados obtidos nesse trabalho indicam que o conteúdo de carbono do solo, em áreas de cana-de-açúcar e pastagem, foi alterado pela mudança de uso do solo. O estoque de carbono na pastagem, em solo de textura arenosa, reduziu em média 38%, mas em solos argilosos não houve alteração. Em cana-de-açúcar, em solo de textura arenosa, a redução foi de 56% e, nos solos argilosos, a redução foi de 29%. Muller et al. (2001) observaram que o estoque de carbono, de uma pastagem com 12 anos em Argissolo arenoso, reduziu cerca de 25%. Galdos, Cerri e Cerri (2009) observaram redução 36% no estoque de carbono do solo, sob cana-de-açúcar em Latossolo de textura argilosa. Souza Barros et al. (2013) observaram redução de cerca de 56%, em cana-de-açúcar, em Argissolo de textura arenosa nos tabuleiros costeiros paraibanos. Carvalho et al. (2014) observaram redução de cerca de 10% no estoque de carbono do solo, na sucessão mata nativa/pastagem em Latossolo de textura argilosa.

Em uma revisão de trabalhos relacionados ao estoque de carbono no solo, Guo e Gifford (2002) estimaram que a sucessão mata nativa/pastagem promoveu um decréscimo médio de 13% nos estoques de carbono no solo, enquanto que a sucessão mata nativa/culturas agrícolas a redução pode chegar a 42%. Ainda segundo Zinn, Lal e Resck (2005), em revisão de trabalhos realizados no Brasil, estimaram que solos de textura grosseira ($<200\text{g}$ argila kg^{-1}) reduzem os estoques de carbono em cerca de 20%, após a mudança de mata nativa para pastagem ou cultura, mas não foi detectada diferença significativa nos estoques de carbono em Latossolo de textura argilosa a média argilosa ($<500\text{g}$ argila kg^{-1}) e muito argilosa ($>500\text{g}$ argila kg^{-1}).

Os resultados apresentados neste trabalho, bem como dos trabalhos acima citados revelaram que os estoques de carbono do solo após a substituição da mata nativa por pastagem ou culturas são afetados de diferentes formas, podendo haver ganhos, perdas ou manutenção dos estoques em relação aos níveis originais. No presente trabalho, observou-se que os estoques de carbono sob pasto e cana-de-açúcar em solos de textura arenosa são mais afetados do que em solos de textura argilosa. Adicionalmente, os estoques de carbono no solo sob cana-de-açúcar sempre foram mais reduzidos em comparação a pastagem, tanto em solos arenosos quanto em solos argilosos. Cabe ressaltar que, as pastagens avaliadas não foram submetidas a nenhum tipo de manejo para a melhora da fertilidade do solo e estavam sob sistema de pastejo contínuo, portanto se constituíam de pastagem de baixa produtividade e em processo de degradação. Já as áreas de cana-de-açúcar estavam sob manejo intensivo, com fertilização com nutrientes, correção da acidez do solo, renovação do canavial a cada cinco cortes e preparo intensivo do solo.

A redução do conteúdo de carbono no solo está associada à respiração microbiana, além da oxidação da matéria orgânica do solo (RYAN; LAW, 2005). A fração lábil da matéria orgânica do solo é exposta pelo revolvimento do solo após a remoção da mata nativa, favorecendo a decomposição pelos microrganismos devido a maior aeração do solo e destruição dos agregados com consequente exposição da matéria orgânica no seu interior (SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 1999; ZINN; LAL; RESCK, 2005). O efeito do preparo do solo, sobre as taxas de perda da matéria orgânica do

solo, depende do tipo de solo, principalmente da mineralogia e textura do solo. Solos mais argilosos possuem maior agregação e estabilização da matéria orgânica (RANGEL; SILVA, 2007). Segundo Bayer, Mielniczuk e Martin-Neto (2000) quanto mais argiloso o solo e com predominância de minerais de carga variável, como óxidos de ferro e de alumínio e caulinita, menor é a diferença entre as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo submetida a diferentes sistemas de preparo do solo. Dentre as práticas de cultivo, o excesso de preparo do solo e das práticas de cultivo mecanizado, no monocultivo da cana-de-açúcar, são os que mais afetam os estoques de carbono (MEYER; VAN ANTWERPEN, 2001).

A redução dos estoques de carbono nas pastagens brasileiras tem sido atribuída ao manejo inadequado e a degradação, caracterizando tais pastagens como pouco produtivas, com baixa taxa de contribuição de material orgânico ao solo (SILVA et al., 2004; MAIA et al., 2009). No entanto, alguns trabalhos têm mostrado que pastagens bem manejadas podem manter ou mesmo aumentar os estoques de carbono do solo, em relação a mata nativa, devido ao grande aporte de matéria orgânica ao solo, principalmente pelo sistema radicular bem desenvolvido das gramíneas (SILVA JÚNIOR et al., 2009; ASSAD et al., 2013).

Na sucessão mata nativa/citrus observou-se incremento de 31% no estoque de carbono do solo. Resultados contraditórios, em citrus, foram observados por Sanches et al. (1999) que estimaram perdas de cerca de 39%, após 25 anos em solo Podzólico com cerca de 15% de argila, e por Guimarães, Gonzaga e Melo Neto (2014) que estimou perda de 35%, na região Nordeste do Brasil em um Argissolo de textura arenosa. Tais resultados podem ser devido à quantidade inicial de carbono no solo. Sanches et al. (1999) e Guimarães, Gonzaga e Melo Neto (2014) relataram estoques iniciais de, respectivamente, 38,2 e 41,5 Mg C ha⁻¹, enquanto que o observado neste trabalho foi de 18,8 Mg C ha⁻¹. Mann (1986) analisou 625 pares de solo de regiões temperadas e tropicais, e observou que as menores perdas iniciais de carbono no solo ocorrem em solos arenosos em relação aos solos argilosos, devido à diferença de quantidade de carbono inicial entre esses solos. Assim, aumentos dos estoques ou menores taxas de perda de carbono observadas nos solos inicialmente pobres em carbono, indicam que está havendo, relativamente, menores perdas ou maior entrada de carbono relativo aos solos com maior quantidade de carbono inicialmente.

Evolução da matéria orgânica – $\delta^{13}\text{C}$

Os processos que envolvem a dinâmica da matéria orgânica em agro ecossistemas são: a constante mineralização da matéria orgânica oriunda da mata nativa e uma progressiva incorporação de carbono ao solo oriundo da vegetação introduzida. As duas fontes podem ser quantificadas por meio da variação da relação isotópica $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$. A razão isotópica do solo pode ser alterada de forma mais intensa pela substituição da mata nativa, predominantemente de plantas de metabolismo fotossintético C3, por plantas C4, como o caso da sucessão mata nativa para pastagem ou cana-de-açúcar. Podem ocorrer ainda variação na razão isotópica $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ em função da profundidade do solo e devido ao processo de decomposição e humificação da matéria orgânica do solo.

O aumento do $\delta^{13}\text{C}$ no solo em função da profundidade sob a mesma comunidade vegetal foi relatado por vários autores como um processo natural (DESJARDINS et al., 1994). Segundo Volkoff, Andreux e Cerri (1991) e Desjardins et al. (1994), na região dos trópicos há um aumento de 2 a 4‰ na camada de até um metro da superfície do solo. Tal padrão é atribuído ao fracionamento isotópico durante a decomposição e humificação da matéria orgânica (AGREN; BOSATTA; BALESIDENT, 1996). Alguns autores citam ainda que a matéria orgânica é decomposta preferencialmente à medida que a quantidade de ^{13}C reduz no solo (BALESIDENT; GIRARDIN; MARIOTTI, 1993).

Neste trabalho, tais processos podem estar atuando no $\delta^{13}\text{C}$ dos solos analisados. Nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente, os $\delta^{13}\text{C}$ foram para a mata nativa de -26,50 a -25,87‰, para a pastagem, -15,52 a -16,93‰ e para a cana-de-açúcar de -17,73 a -18,79‰. Carvalho et al. (2010) obtiveram, respectivamente, nas camadas de 0-5 e 20-30 cm, valores de $\delta^{13}\text{C}$, para o cerrado, de -27,8 a -25,8‰, e para pastagem, valores de -14,9 a -16,7‰, na região centro oeste do Brasil. Assad et al. (2013) obtiveram, na camada de 0-10, valores de $\delta^{13}\text{C}$ para mata nativa de -25,4‰ e para pastagem de -17,7‰, em diversas localidades do Brasil. Umrit et al. (2014) obtiveram nas camadas de 0-5 e 5-15 cm, respectivamente, valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -15 e -16‰, para a cana-de-açúcar na Maurícia.

O aumento do $\delta^{13}\text{C}$ após a substituição da mata nativa por culturas e pastagem provoca um incremento de carbono orgânico oriundo da cultura (YONEKURA et al., 2012; ASSAD et al., 2013; UMRIT et al., 2014). Desta forma, por meio da variação do $\delta^{13}\text{C}$, estimou-se a origem do carbono dos solos na BRC. Respectivamente, nos solos arenosos e argilosos da BRC, a porcentagem de carbono proveniente da pastagem foi de 23% (5,1 Mg C ha⁻¹) e 17,5% (9,7 Mg C ha⁻¹) e na cana-de-açúcar foi de 21% (5,6 Mg C ha⁻¹) e 19% (10,8 Mg C ha⁻¹). Esses valores foram inferiores ao observado por Araújo et al. (2011), com até 70% de carbono da pastagem, após 20 anos de uso, e Salimon, Wadt e Melo (2007) de cerca de 40 a 50%, com 13 e 14 anos de uso, também sob pastagem. Sob monocultivo da cana-de-açúcar, Yonekura et al. (2012) observaram que 55 a 65% do carbono no solo eram oriundos da cultura.

Neste trabalho, os resultados indicaram que as perdas de carbono oriundo da mata nativa, após a implantação dos cultivos, em parte foram compensadas pela deposição de carbono da cultura. Porém, apenas a área 6 foi capaz de manter o nível dos estoques igual ao da mata nativa correspondente. Nesta área, o estoque de carbono oriundo da mata nativa em área de cana-de-açúcar e pastagem, após 50 anos, reduziu 18%, mas não houve alteração no estoque de carbono total, ou seja, as culturas contribuíram igualmente para a manutenção dos estoques. Na referida pastagem, percebeu-se ainda um aumento do carbono de C3 na parcela com idade superior a 50 anos (Figuras 3.8 e 3.9). Diversos fatores podem ter contribuído para o incremento de C3, a saber: aparecimento de vegetação do tipo C3 na pastagem degradada, cultivo de plantas de ciclo C3 anterior a 1962, ou segundo Agren, Bosatta e Balesdent (1996) pode estar relacionado ainda com o fracionamento isotópico durante a decomposição e humificação da MOS.

Os resultados observados, mostraram que pastagens em solo de textura argilosa, sob as condições edafoclimáticas da BRC, são capazes de manter o estoque de carbono do solo equivalente ao nível original. Roscoe et al. (2000) e Fernandes, Cerri e Fernandes (2007) relataram que pastagens quando bem manejadas têm potencial para aumentar os níveis do estoque de carbono do solo em relação a mata nativa correspondente.

Na citricultura a proporção de carbono proveniente da cultura correspondeu a 19% do carbono do solo. Notou-se que, embora o citrus seja de ciclo fotossintético C3, houve um enriquecimento de carbono proveniente de plantas C4,

fato que pode ser devido à presença de gramíneas na entre linha da cultura, aplicação de calcário para a correção da acidez do solo, fertilização mineral com macro nutrientes e orgânica, com esterco de origem bovina, que foram realizadas anualmente, com exceção da calagem que foram realizadas a cada três ou quatro anos. Os tratos culturais aplicados à cultura cítrica podem ter favorecido o desenvolvimento das gramíneas e consequentemente ter aumentado a contribuição de carbono ao solo. Segundo Ducatti et al. (2011) o esterco bovino tem razão isotópica variável, de acordo com a origem da alimentação dos animais. Desta forma podemos concluir que o esterco bovino utilizado possuía valor elevado de $\delta^{13}\text{C}$, pois a alimentação bovina no Brasil constitui-se basicamente de plantas C4 como por exemplo cana-de-açúcar, milho e gramíneas tropicais.

3.5 Conclusão

Os estoques de carbono no solo da bacia do Rio Corumbataí são influenciados pelo tipo de uso do solo. Os resultados mostram que pastagens nas regiões de solos argilosos da bacia têm potencial de sequestro de carbono, porém em condições de solo arenoso as perdas de carbono no solo são elevadas.

Os cultivos de cana-de-açúcar provocam maiores reduções dos estoques de carbono nos solos arenoso, com cerca de 56%, em comparação aos solos argiloso, com cerca de 29%. Estes resultados mostram que a conversão de pastagem à cana-de-açúcar causa elevada emissão de CO_2 à atmosfera. No entanto, o cultivo de citrus em solo arenoso não provoca redução dos estoques de carbono do solo, sob as condições de solos arenosos da bacia do Rio Corumbataí.

A taxa de decomposição do carbono do solo em áreas de pastagem, em solos arenosos na bacia do Rio Corumbataí, tende a zero em aproximadamente 35 enquanto que em solos argilosos em aproximadamente 20 anos após o desmatamento. Nas áreas de cana-de-açúcar, a taxa de decomposição do carbono tende a zero em aproximadamente 30 e 45 anos, respectivamente, em solos arenosos e argilosos.

Referências

- AGREN, G.I.; BOSATTA, E.; BALESDENT, J. Isotope discrimination during decomposition of organic matter: A theoretical analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Wisconsin, v. 60, n. 4, p. 1121-1126, 1996.
- ARAÚJO, E.D.; KER, J.C.; MENDONÇA, E.D.S.; SILVA, I.D.; OLIVEIRA, E.K. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. **Acta Amazônica**, Petrópolis, v. 41, n. 1, p. 103-114, 2011.
- ASSAD, E.D.; PINTO, H.S.; MARTINS, S.C.; GROppo, J.D.; SALGADO, P.R.; EVANGELISTA, B.; MARTINELLI, L.A. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. **Biogeosciences**, Göttingen, v. 10, n. 10, p. 6141-6160, 2013.
- BALESDENT, J.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Site-related delta-C-13 of tree leaves and soil organic-matter in a temperate forest. **Ecology**, New York, v. 74, n. 6, p. 1713-1721, 1993.
- BARROS, J.D.S.; CHAVES, L.H.G.; CHAVES, I.B.; FARIAS, C.H.A.; PEREIRA, W.E. Estoque de carbono e nitrogênio em sistemas de manejo do solo, nos tabuleiros costeiros paraibanos. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 1, p. 35-42, 2013.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. Bras. Ci. Solo, Viçosa, v. 24, p. 599-607, 2000.
- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C.; MORAES, J.F. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, n. 1-3, p. 43-58, 1998.
- BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Crop and Pasture Science**, Collingwood, v. 46, n. 7, p. 1459-1466, 1995.
- BROICH, M.; HANSEN, M.; STOLLE, F.; POTAPOV, P.; MARGONO, B.A.; ADUSEI, B. Remotely sensed forest cover loss shows high spatial and temporal variation across Sumatera and Kalimantan, Indonesia 2000-2008. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 6, n. 1, p. 9, 2011.
- CARTER, M.R.; STEWART, B.A. **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC Press, 1995. 478 p.
- CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; WRUCK, F.J.; CERRI, C.C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems

on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 110, n. 1, p. 175-186, 2010.

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; FRAZÃO, L.A.; CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; CERRI, C.C. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 183, p. 167-175, 2014.

CHEN, S.; HUANG, Y.; ZOU, J.; SHI, Y. Mean residence time of global topsoil organic carbon depends on temperature, precipitation and soil nitrogen. **Global and Planetary Change**, Amsterdam, v. 100, p. 99-108, 2013.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal of Soil Science**, New York, v. 52, n. 3, p. 345-353, 2001.

DESJARDINS, T.; ANDREUX, F.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Organic-carbon and C-13 contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in Eastern Amazonia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 61, n. 1/2, p. 103-118, 1994.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 4, p. 529 - 538, 1995.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise do solos**. Rio de Janeiro: 1997, 212 p.

FERNANDES, F.A.; CERRI, C.C.; FERNANDES, A. ¹³C e a dinâmica do carbono orgânico do solo em pastagem cultivada no Pantanal Sul-Mato-Grossense. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Pantanal**, Corumbá, v. 74, p.19, 2007.

FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; GUIMARAES, C.M.; SILVA, C.A.; FADIGAS, F.D.S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 26, p. 425-434, 2002.

FREITAS, P.D.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M.C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 01, p. 157-170, 2000.

GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, n. 3-4, p. 347-352, 2009.

GALLARDO, A.; BOND, A. Capturing the implications of land use change in Brazil through environmental assessment: Time for a strategic approach? **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v. 31, n. 3, p. 261-270, 2011.

GREGORICH, E.G.; JANZEN, H.H. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. Structure and organic matter storage in agricultural soils, In :_____. **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. 1.ed. Flórida: CRC press, 1995. Chap. 6, p. 167-190.

GUIMARÃES, D.V.; GONZAGA, M.I.; MELO NETO, J.D.O.M. Management of soil organic matter and carbon storage in tropical fruit crops. **Revista Brasileira de Engenharia agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 3, p. 301-306, 2014.

GUO, L. B.; GIFFORD, R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, Boston, v. 8, n. 4, p. 345-360, 2002.

JOBAGY, E.G.; JACKSON, R.B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, New York, v. 10, n. 2, p. 423-436, 2000.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.

LAL, R. Enhancing Eco-efficiency in Agro-ecosystems through Soil Carbon Sequestration. **Crop Science**, Madson, v. 50, n. 2, p. S120-S131, 2010.

LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. Soil processes and the carbon cycle. In:_____. **Soil processes and the carbon cycle**. 1.ed. Flórida: CRC Press, 1997. Chap. 1, p. 1-8.

LUCA, E.D.; FELLER, C.; CERRI, C.C.; BARTHÈS, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D.C.; MANECHINI, C. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de canavial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 02, p. 789-800, 2008.

MAIA, S.M.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.; CERRI, C.C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, n. 1-2, p. 84-91, 2009.

MALTONI, K.L. **Estudo de compactação e/ou adensamento em superfície de Latossolo sob diferentes usos**. 1994. 139 p. Tese (Doutorado em 1994) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1994.

MANN, L.K. Changes in soil carbon storage after cultivation. **Soil Science**, New York, v. 142, n. 5, p. 279-288, 1986.

MENG, F.; LIU, M. Remote-sensing image-based analysis of the patterns of urban heat islands in rapidly urbanizing Jinan, China. **International Journal of Remote Sensing**, Londres, v. 34, n. 24, p. 8838-8853, 2013.

MEYER, J.; VAN ANTWERPEN, R. Soil degradation as a factor in yield decline in the South African sugar industry. **International Society Sugar Cane Technologists**, v. 24, n. 8-152001, p. 8-14, 2001.

MORAES, J.F.; VOLKOFF, B.C.C.C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

MULLER, M.M.L.; GUIMARÃES, M.D.F.; DESJARDINS, T.; MARTINS, P.D.S. Degradação de pastagens na Região Amazônica: propriedades físicas do solo e crescimento de raízes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 11, p. 1409-1418, 2001.

ORHAN, O.; EKERCIN, S.; DADASER-CELIK, F. Use of Landsat Land Surface Temperature and Vegetation Indices for Monitoring Drought in the Salt Lake Basin Area, Turkey. **Scientific World Journal**, New York, v. 2014, p. 11, 2014.

RANGEL, O. J.P.; SILVA, C.A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1609-1623, 2007.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELHORST, E. VCA Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotopic ratio in Cerrado's Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 185-202, 2001.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELHORST, E.; Pereira, J. A.A. Effects of fire on soil organic matter in a "cerrado sensu-stricto" from Southeast Brazil as revealed by changes in $\delta^{13}\text{C}$. **Geoderma**, Amsterdam, v. 95, n. 1-2, p. 141-160, 2000.

RYAN, M.G.; LAW, B.E. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. **Biogeochemistry**, Londres, v. 73, n. 1, p. 3-27, 2005.

SALIMON, C.I.; WADT, P.G.S.; MELO, A.W.F. Dinâmica do Carbono na conversão de floresta para pastagens em argissolos da formação geológica solimões, no sudoeste da Amazônia. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, n. 001, p. 29-38, 2007.

SANCHES, A.C.; SILVA, A.D.; TORMENA, C.A.; RIGOLIN, A.T. Impacto do cultivo de citros em propriedades químicas, densidade do solo e atividade microbiana de um Podzólico Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 91-99, 1999.

SCHJØNNING, P.; THOMSEN, I.K.; MØBERG, J.P.; JONGE, H.; KRISTENSEN, K.; CHRISTENSEN, B.T. Turnover of organic matter in differently textured soils - I. Physical characteristics of structurally disturbed and intact soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, n. 3-4, p. 177-198, 1999.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; CORAZZA, E.J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the "Cerrado" region, Brazil. **Agriculture, ecosystems & environment**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 357-363, 2004.

SILVA JÚNIOR, M.L.; DESJARDINS, T.; SARRAZIN, M.; MELO, V.S.D.; MARTINS, P.F.D.S.; SANTOS, E.R.; CARVALHO, C.J.R.D. Carbon content in Amazonian Oxisols after forest conversion to pasture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1603-1611, 2009.

SIX, J.; ELLIOTT, E.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Wisconsin, v. 63, n. 5, p. 1350-1358, 1999.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011), **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria : the R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 10 agosto 2011.

TROPPEMAIR, H. **Variação da estrutura da mata galeria na bacia do rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, do tipo de margem e do traçado do rio**. São Paulo: USP, Instituto de Geografia, 1974. 28p.

UMRIT, G.; CHEONG, R. N.; GILLABEL, J.; MERCKX, R. Effect of conventional versus mechanized sugarcane cropping systems on soil organic carbon stocks and labile carbon pools in Mauritius as revealed by ¹³C natural abundance. **Plant and Soil**, Londres, v. 379, n. 1-2, p. 177-192, 2014.

VELOSO, C.; CARVALHO, E.; REGO, S. Efeito da mecanização sobre a matéria orgânica e alguns parâmetros físicos em Latossolo Amarelo cultivado com citros no município de Capitão Poço-PA. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 12., 1998, Fortaleza. **Anais...** Brasília: EMBRAPA, 1998. p. 175-176, 1998.

VOLKOFF, B.; ANDREUX, F.; CERRI, C. Distribution du carbone total et de l'isotope ¹³C dans des sols ferrallitiques du Brésil. **Science Du Sol**, Orléans, v. 29, p. 175-187, 1991.

WIGLEY, T.M.L. COULD REDUCING FOSSIL-FUEL EMISSIONS CAUSE GLOBAL WARMING. **Nature**, Cambridge, v. 349, n. 6309, p. 503-506, 1991.

YONEKURA, Y.; OHTA, S.; KIYONO, Y.; AKSA, D.; MORISADA, K.; TANAKA, N.; TAYASU, I. Dynamics of soil carbon following destruction of tropical rainforest and the subsequent establishment of Imperata grassland in Indonesian Borneo using stable carbon isotopes. **Global Change Biology**, Boston, v. 18, n. 8, p. 2606-2616, 2012.

ZINN, Y.L.; LAL, R.; RESCK, D.V. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 84, n. 1, p. 28-40, 2005.

ZINN, Y.L.; RESCK, D.V.S.; SILVA, J. E. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 166, n. 1-3, p. 285-294, 2002.

4 ANÁLISE ESPACIAL DOS EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO DO SOLO SOBRE OS ESTOQUES DE CARBONO NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP

Resumo

A mudança de uso do solo (MUS) é uma das principais fontes de emissão de CO₂ para a atmosfera e consequente redução do estoque de carbono do solo (ECS). Tais MUS podem ocorrer por pressões político-econômicas e devem ser monitoradas com o objetivo de traçar estratégias que minimizem as emissões. No entanto, o efeito das MUS sobre o ECS é diferenciado, dependendo do tipo de manejo do solo, da cultura e das propriedades do solo, principalmente a granulometria. Com o objetivo de avaliar o efeito das MUS na Bacia do Rio Corumbataí (BRC), SP, a área foi dividida em unidades homogêneas de uso (UH), considerando o tipo de uso e cinco classes de textura do solo. A modelagem da dinâmica da MUS foi feita a partir da classificação de imagens do satélite Landsat e fotografias aéreas, montando o histórico de uso da bacia do ano de 1962 a 2011. Amostras de solo para a determinação do ECS foram coletadas em áreas de cana-de-açúcar, pastagem, fruticultura e mata nativa (referência) em diferentes classes de textura, de acordo com as UH. Os dados foram espacializados em ambiente SIG para a determinação das áreas com maior fragilidade à variação do ECS devido às MUS. Os resultados mostraram que até 2020 as áreas de pastagem devem reduzir cerca de 18% e a de cana-de-açúcar aumentará em cerca de 5% e que tal conversão tem maior potencial de impactos sobre os ECS em comparação com a própria pastagem e a fruticultura na região norte da BRC. A fruticultura mostrou ser uma alternativa melhor que pastagem e cana-de-açúcar, pois não alterou os ECS na camada de 0-20 cm e aumentou na camada 10-20 cm.

Palavras-chave: Modelagem; Geotecnologias; Geoestatística; Dinâmica de uso do solo

Abstract

Land use/land cover (LUC) change is one of the major sources of CO₂ emission to atmosphere and consequent reduction of soil carbon stock (SOC). LUC changes can occur by political and economics pressures and must be monitored in order to devise strategies that minimize emissions. However, the effect of LUC change on SOC is different for different sort of soil and crops management, and soil properties, mainly particle size. With the objective of evaluating the effect of LUC changes on the Corumbataí River basin (CRB), SP, the area was splitted in homogeneous units of use (HU), considering only the sort of LUC and five particle size classes. The modeling of LUC dynamics was carried out by classification of LANDSAT/TM images and aerial photographs, assembling the CRB use history from 1972 to 2011. We collected soil samples to determine the SOC in sugar cane, pasture, orchard and native forest (Reference) in different texture classes, according to HU. The data were spatialized in a GIS environment to determine the areas with higher fragility to SOC variation due to LUC. The results showed that by 2020 the pasture area should reduce about 18% and sugar cane will increase by about 5%, and such conversion has greater potential impacts on SOC compared with pasture and orchard, in the northern portion of CRB. The orchard proved to be a better alternative than both pasture and sugar cane,

because it does not change the SOC in the 0-10 cm depth and increases in 10-20 cm depth.

Keywords: Modeling; Geotechnologies; Geostatistics; Land use dynamics

4.1 Introdução

O solo é o principal compartimento de carbono no planeta, com aproximadamente 1550 Gt, sendo 950 Gt de carbono orgânico e o restante de carbono inorgânico. A conversão de sistemas naturais para agricultura causa redução de até 60% do compartimento de carbono do solo em regiões de clima temperado e 75% nos trópicos. Severas reduções deste compartimento de carbono do solo reduzem a qualidade do solo, a produtividade de biomassa, e adversamente impacta a qualidade da água e contribui com o aquecimento global (LAL, 2004). Além do desflorestamento de áreas nativas, a mudança de uso do solo, por meio da conversão de cultura agrícolas, e o manejo intensivo do solo são as principais interferências antrópicas que causam a redução do compartimento de carbono do solo (BROICH et al., 2011; CERBU; SWALLOW; THOMPSON, 2011; GALLARDO; BOND, 2011; HERGOUALC'H; VERCHOT, 2011).

Segundo Lal (2011) a mitigação do CO₂ na agricultura pode ser alcançada pelo aumento do sequestro de carbono no solo, implicando no armazenamento do carbono como matéria orgânica do solo. Em contrapartida, o estoque de carbono no solo pode ser restabelecido com a aplicação de técnicas de manejo agrícola que contribuam à sua manutenção (DALAL et al., 2011; MCHUNU et al., 2011; VEZZANI; MIELNICZUK, 2011).

A dimensão do efeito das mudanças de uso sobre os estoques de carbono do solo é determinada a partir da comparação do estoque de carbono do solo sob um determinado uso com uma área de referência (FERNANDES; CERRI; FERNANDES, 2007; ASSAD et al., 2013; GUIMARÃES; GONZAGA; MELO NETO, 2014). No entanto, para quantificar o compartimento de carbono do solo é necessário o entendimento da sua variabilidade espacial na superfície, bem como dos fatores que afetam a dimensão deste compartimento, como as mudanças de tipo de uso e cobertura do solo e fatores intrínsecos ao solo, como a granulometria. A maior parte da matéria orgânica no solo está associada às frações granulométricas, principalmente a argila (AMELUNG et al., 1998; HE et al., 2014). Tais associações promovem a formação de complexos organominerais que podem dar origem a agregados do solo. Os agregados fornecem proteção à matéria orgânica contra a decomposição por microrganismos (LAL et al., 1997; SCHJONNING et al., 1999). Segundo Christensen (2001) a fração argila tem maior potencial para o sequestro de carbono, pois a matéria orgânica do solo encontra-se

mais associada à fração argila do que às frações silte e areia. Devido a esta associação, solos mais argilosos tendem a ser mais ricos em carbono orgânico em relação aos solos mais arenosos, sob condições de vegetação nativa. Da mesma forma, em diferentes classes de textura do solo, as mudanças de uso e tipos de manejo do solo também afetam o carbono orgânico do solo de forma diferenciada (CERRI et al., 2011).

A bacia do Rio Corumbataí (BRC), localizada no estado de São Paulo, encontra-se altamente impactada devido à remoção da maior parte das áreas de vegetação nativa e adoção de um modelo agrícola baseado na monocultura (FERRAZ; PAULA; VETTORAZZI, 2009). As principais atividades realizadas na BRC são a cana-de-açúcar e pastagens (VALENTE; VETTORAZZI, 2003). Diversos estudos têm relatado os efeitos negativos do monocultivo da cana-de-açúcar sobre o estoque de carbono do solo (CERRI et al., 2004; GALDOS et al., 2009). Tais efeitos estão relacionados principalmente com o excesso de preparo do solo (MEYER; VAN ANTWERPEN, 2001; SOUZA et al., 2005).

No ano de 2002 o estado de São Paulo estabeleceu um período para a substituição do sistema de colheita da cana-de-açúcar até então empregado, que consiste na queima da palhada antes da colheita. Diversos trabalhos têm relatado os benefícios do sistema de colheita mecanizado, como aumento da produtividade e melhora das propriedades físicas do solo devido ao aumento da concentração de carbono no solo (SOUZA et al., 2005; CERRI et al., 2011; PAGE; BELL; DALAL, 2013).

Por outro lado, áreas de pastagem, como não sofrem perturbações no preparo do solo, como às áreas de cana-de-açúcar, e por geralmente terem o sistema radicular bem desenvolvido, geram um grande aporte de material orgânico ao solo. Tais características tornam esse ecossistema potencial para o sequestro de carbono, quando são bem manejado (POST; KWON, 2000; CONANT; PAUSTIAN; ELLIOTT, 2001; GELAW; SINGH; LAL, 2014).

Diante do exposto, o presente trabalho teve por objetivo a quantificação do estoque de carbono total atual do solo (ECT), o estoque de carbono proveniente da cultura (EC4) e o efeito das mudanças de uso do solo sobre o ECT na BRC. Para isso, amostras de solo foram coletadas para a determinação do estoque de carbono e granulometria, em áreas da BRC

que fossem representativas dos principais usos do solo e das diferentes classes de textura. Objetivou-se ainda modelar e projetar, para os próximos anos, as mudanças de uso do solo na BRC e, com base na literatura científica, analisar as possíveis influências de tais mudanças e potenciais estratégias que minimizem efeitos negativos sobre o ECT.

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Área de estudo

A BRC está localizada entre os paralelos 22° 04' 46" S e 22° 41' 28" S e os meridianos 47° 27' 40" W e 47° 55' 03" W. O perímetro é de aproximadamente 301 km, com 63 km de extensão na direção norte-sul e 46 km na direção leste-oeste. Possui uma área de 1.710 km² abrangendo os municípios de Corumbataí, Ipeúna, Rio Claro e Santa Gertrudes e parte dos municípios de Analândia, Charqueada, Itirapina e Piracicaba (Figura 4.1). A altitude da bacia está na faixa de 470 a 1.058 m, da foz a nascente. O clima da região, na classificação de Köppen, é do tipo Cwa, subtropical seco no inverno e chuvoso no verão, com temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. As temperaturas mais altas ocorrem nos meses de dezembro a março e as mais baixas no bimestre de junho e julho, com temperatura média próxima a 17°C. O regime de chuva é típico de clima tropical, com duas estações bem definidas: um período seco de março a setembro e um período chuvoso de outubro a fevereiro, período que responde por mais de 80% da precipitação anual. A precipitação média anual é de 1.390 mm (TROPMAIR, 1974). A insolação média anual é de 2.420 horas e os ventos são moderados com predominância na direção E-SE (KOFFLER, 1993). Os principais grupos de solo da BRC são Argissolos, com 46%, Latossolo, 30% e Neossolo, 22%. Há ocorrência de pequenas unidades de Nitossolo, Gleissolo e Chernossolo em cerca de 0,4%, 0,4% e 0,2% da área da bacia, respectivamente.

4.2.2 Mapas de uso e cobertura do solo e obtenção das unidades homogêneas de uso (UH)

Os mapas de uso e cobertura do solo foram obtidos por classificação supervisionada de imagens do satélite Landsat-TM. Foram definidas seis classes de uso e cobertura: cana-de-açúcar, pastagem, mata nativa, plantios florestais,

fruticultura, áreas urbanas e outros. A classe “outros” correspondeu as áreas de mineração, baixadas alagadas e pequenos corpos hídricos. Foi empregado o método de classificação supervisionada, por meio de amostras de treinamento obtidas a campo. O algoritmo de classificação utilizado foi o de Máxima Verossimilhança (MAXVER) implementado no software ENVI 4.3 (STRAHLER, 1980). As imagens classificadas foram editadas para a correção de erros de classificação do algoritmo. A etapa de edição baseou-se em pesquisas de campo, imagens orbitais de diferentes épocas e conhecimento da área pelo intérprete. O coeficiente Kappa da imagem classificadas de 2011 foi 0,92, considerado excelente, segundo a classificação de Landis e Koch (1977). Assumiu-se que as outras imagens classificadas apresentaram a mesma exatidão.

O histórico de uso do solo na BRC foi obtido a partir dos mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1962, 1972, 1985, 1990, 1999, 2002 e 2011. Os mapas de uso e cobertura da terra de 1962 e 1972 foram obtidos por meio da classificação visual de fotografias aéreas feita por Pereira et al. (2007). Os mapas de 1999 e 2002 foram gerados a partir da classificação supervisionada de imagens do satélite Landsat-TM, respectivamente, por Valente e Vettorazzi (2002, 2008) . Tais mapas, obtidos da literatura, foram adaptados ao presente trabalho, por meio da reclassificação de algumas classes não consideradas na classificação dos mapas de uso e cobertura dos anos de 1985, 1990, 1995 e 2011, com o objetivo de facilitar à análise visual da dinâmica de uso do solo na BRC.

As unidades homogêneas de uso na BRC foram obtidas a partir do cruzamento dos planos de informação de uso e cobertura do solo em 2011 e classes de textura do solo. Variações decorrentes do clima e da declividade foram desconsideradas na determinação das UH, pois a variação climática dentro da BRC foi considerada insignificante. Quanto à variação da declividade, considerou-se que na BRC ela está altamente relacionada à textura do solo, podendo ser explicada pela variação granulométrica, não justificando o aumento do número de amostras e complexidade para a determinação das UH. Foram considerados quatro tipos de uso e cobertura da terra: mata nativa, cana-de-açúcar, pastagem e fruticultura, e cinco classes de textura do solo: arenosa, média arenosa, média argilosa, argilosa e muito

argilosa. Tais classes foram obtidas a partir da reclassificação do mapa de conteúdo de areia interpolado por meio de krigagem ordinária (**Sub item 4.2.5**). Sumarizando, as UH são o resultado das combinações de três classes de uso e cobertura do solo (cana-de-açúcar, pastagem e fruticultura) e cinco classes de textura. É importante frisar que não houve informações disponíveis em todas as UH, a saber, pasto em solos argilosos e muito argilosos, e a classe de uso fruticultura foi coletada apenas em solo arenoso.

4.2.3 Amostragem e análises

As amostras foram coletadas no período de agosto de 2013 a março de 2014. O procedimento de coleta envolveu abertura de minitrincheiras, com dimensões aproximadas de 30x30x20 cm, onde foram coletadas amostras deformadas para determinação do carbono orgânico e granulometria e amostras indeformadas para determinação da densidade do solo, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm. A maior parte das amostras foram localizadas nos limites das bacias, no entanto para a caracterização de algumas UH foram necessárias coletas de áreas fora dos limites da bacia (Figura 4.1).

A densidade aparente do solo foi determinada pelo método do cilindro de Kopec, utilizando um anel metálico com volume aproximado de 4,51cm³. As análises granulométricas foram realizadas pelo método do densímetro, utilizando-se como dispersantes o hidróxido de sódio e o hexametáfosfato de sódio, separando areia e argila e o silte foi obtido por diferença (EMBRAPA, 1997).

Para a determinação da concentração de carbono total (%) e razão isotópica ¹³C/¹²C (‰), as amostras de solo foram secas em estufa por 48h a 60°C, moídas e peneiradas em peneira de 0,25 mm para a obtenção da fração terra fina seca ao ar (TFSA). Tais amostras foram quarteadas por meio do quarteador de Jones até que restasse uma sub amostra de aproximadamente 10 g. As sub amostras foram processadas para a remoção de raízes e carvões macroscópicos. As leituras foram feitas no analisador elementar Carlo Erba EA 1110 acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica, Finnigan Desta Plus no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (CENA-USP). As razões foram expressas pela notação clássica δ parte por mil:

$$\delta = (R_{amostra} - R_{padr\tilde{a}o} - 1) * 1000, \quad (1)$$

Onde $R_{amostra}$ e $R_{padr\tilde{a}o}$ são a razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e do padrão, respectivamente. O padrão utilizado foi Vienna Peedee Belemnite (VPDB). A precisão analítica baseou-se em medidas internas duplicadas, padrões calibrados rotineiramente no laboratório e amostras do presente estudo, o erro analítico para $\delta^{13}\text{C}$ foi de 0,2‰.

Figura 4.1 – Mapa de localização da bacia do Rio Corumbataí, SP, e localização dos pontos de coleta das amostras de solo

4.2.4 Estoque de carbono e razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$

O estoque de carbono do solo (Mg ha^{-1}) foi estimado pela multiplicação do teor de carbono na profundidade amostrada (g kg^{-1}),

densidade do solo na camada amostrada (kg dm^{-3}) e espessura da camada de solo (cm) equivalente à camada de solo da área de referência (Mata nativa) de acordo com a Equação 2 (ELLERT; BETTANY, 1995; MORAES et al., 1996).

$$Est\ C = \frac{CO * DS * e}{10} \quad (2)$$

em que: Est C é o carbono orgânico total (Mg ha^{-1}), DS é a densidade do solo (kg dm^{-3}), CO é o teor de carbono (g kg^{-1}) e e é a espessura da camada (cm).

A razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ é expressa pela equação 3.

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{R_{amostra} - R_{padrão}}{R_{padrão}} \right) * 1000 \quad (3)$$

em que: $R_{amostra}$ e $R_{padrão}$ são a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e do padrão respectivamente.

A percentagem de carbono derivado da floresta primária e das culturas agrícolas C_4 , foram obtidas por diluição isotópica de acordo com a equação 4.

$$C_4 = \frac{\delta - \delta_{C_3}}{\delta_{C_4} - \delta_{C_3}} \quad (4)$$

em que: δ é $\delta^{13}\text{C}$ da amostra de solo sob as culturas, δ_{C_4} é o valor $\delta^{13}\text{C}$ de plantas C_4 (-12‰) e δ_{C_3} é o valor $\delta^{13}\text{C}$ do solo sob floresta C_3 (-28‰).

4.2.5 Análise estatística clássica e geoestatística

As análises estatísticas foram separadas em duas etapas. Na primeira etapa foi realizada uma análise estatística clássica, sendo calculadas as medidas de posição central e dispersão e teste de média para os dados de estoque de carbono no solo, e análise de regressão para a verificação da dinâmica de uso do solo. Para o teste de comparação de média foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ao nível de significância de 5%, considerando a não gaussianidade dos dados de estoque de carbono do solo. A análise de regressão foi feita a partir do ajuste de um modelo polinomial de segundo grau à proporção ocupada por cada classe de uso em relação ao tempo. A partir dos modelos ajustados foram calculados os

coeficientes de determinação (R^2) e a taxa anual de mudança, por meio da primeira derivada do modelo ajustado.

A segunda etapa foi a análise geoestatística do conteúdo de areia do solo. A modelagem da estrutura espacial de uma variável se base na teoria das variáveis regionalizadas (MATHERON, 1971). A ferramenta primária para a determinação da estrutura de dependência espacial das variáveis é o semivariograma (JOURNEL, 1989).

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_1^{N(h)} [Z(s) - Z(s + h)]^2 \quad (5)$$

sendo $Z(s)$ o valor da propriedade Z na localização s , no espaço, e $N(h)$ o número de pares de dados separados pela distância h .

Foram utilizados 42 pontos georreferenciados, amostrados da camada de 0-10 e 10-20 cm de profundidade. A partir dos dados coletados, foram construídos semivariogramas para investigar a dependência espacial de conteúdo de areia e definir a autocorrelação espacial para interpolação utilizando a krigagem ordinária. Foi ajustado um modelo exponencial de média constante cujos parâmetros foram determinados pelo método da Máxima Verossimilhança. O modelo foi validado pelo método da Validação Cruzada, comparando os valores observados com os valores estimados pela krigagem ordinária (DIGGLE; TAWN; MOYEED, 1998).

4.3 Resultados

Variabilidade espacial da granulometria do solo

Foi ajustado um modelo exponencial ao conteúdo de areia com índice Kappa de 0,5, efeito pepita de 2,02 m, alcance prático de 30.000 m e variância de 52,79. A granulometria dos solos da BRC apresenta alta variabilidade, principalmente na direção norte-sul, com uma faixa bem definida de solo muito argiloso na parte sudeste da bacia e muito arenoso nas partes norte e noroeste da bacia. Na porção central há uma estreita faixa de transição entre os solos. O semivariograma indicou aumento da variância com o aumento da distância entre os pares de amostra, porém, entre as distâncias 30.000 e 60.000 m há ocorrência de variâncias extremamente opostas (Figura 4.2, A). A variância elevada em distâncias acima de 30.000 m pode ser explicada pela diferença do

conteúdo de areia nas extremidades norte e sul da bacia. No entanto, a baixa variância acima de 30.000 m pode ter sido influência da faixa de transição. Tal faixa estende-se por toda a bacia, porém não há grandes variações da granulometria dentro desta faixa. Portanto, pontos coletados nesta faixa podem ter granulometria semelhante (baixa variância) mesmo estando bem afastados entre si.

A krigagem convencional obteve um bom desempenho na estimação dos valores de conteúdo de areia (Figura 4.2, B). O coeficiente de determinação (R^2) dos dados observados em relação aos dados estimados, por validação cruzada, foi de 0,94, sendo considerado significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

Figura 4.2 – Semivariograma utilizado para a interpolação do mapa de conteúdo de areia do solo usando a krigagem convencional (A) e validação do modelo por meio da validação cruzada (B)

O mapa de krigagem do conteúdo de areia no solo da BRC foi capaz de representar a variação da textura do solo. O mapa de conteúdo de areia foi classificado em classes de granulometria de acordo com o conteúdo de areia estimado, a saber, arenosa ($\geq 85\%$ de areia), média arenosa ($75\% \leq \text{areia} < 85\%$), média argilosa ($65\% \leq \text{areia} < 75\%$), argilosa ($55\% \leq \text{areia} < 65\%$) e muito argilosa ($< 55\%$ areia) (Figura 4.3). O padrão de distribuição granulométrica do solo está relacionado ao relevo da bacia, pois a porção mais argilosa corresponde às menores altitudes e a porção arenosa às altitudes mais elevadas, não havendo uma transição suave de relevo entre a porção inferior e a superior da bacia, coincidente com a estreita faixa de transição, correspondente às classes média argilosa e arenosa.

Figura 4.3 – Mapa de conteúdo de areia (%) e classes de textura da bacia do Rio Corumbataí, SP

Variabilidade espacial do uso e cobertura da terra

A pastagem e a cana-de-açúcar foram as coberturas preferenciais da BRC entre os anos de 1962 a 2011. A cana-de-açúcar foi cultivada prioritariamente nos solos de textura argilosa e a pastagem nos solos de textura arenosa (Figura 4.4). A principal mudança de uso observada nos primeiros 10 anos foi a substituição da mata nativa por pastagem. Nesse período, a pastagem aumentou cerca de 16%, enquanto que a mata nativa, cana-de-açúcar e plantios florestais foram reduzidos respectivamente em 8; 4,5; e 2%. No período de 1972 a 1985 a cana-de-açúcar aumentou cerca de 12% e a pastagem apenas 2,6%. Tais áreas foram provenientes principalmente do desmatamento, causando uma redução de cerca de 13,6% na mata nativa, alcançando a menor proporção desta classe durante todo o período. Este período foi caracterizado principalmente pela substituição da mata nativa por pastagem e a substituição da pastagem por cana-de-açúcar. Desta forma a frente de desmatamento ocorrida na BRC foi conduzida pela pastagem sob influência da cana-de-açúcar, pela predileção desta última em ocupar os solos de textura argilosa e média argilosa, anteriormente ocupados pelas pastagens (Figura 4.4). Nos anos seguintes, até

2011, a tendência foi de redução da pastagem e aumento das áreas de mata nativa, cana-de-açúcar, fruticultura e áreas urbanas (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 - Evolução das classes de uso e cobertura do solo no período de 1962 a 2011 na bacia do Rio Corumbataí, SP

Classe/ano	1962	1972	1985	1990	1995	1999	2002	2011
	Área (%)							
Plantio florestais	8,9	6,9	5,5	8,2	4,8	7,5	5,8	8,8
Mata nativa	28,9	20,5	6,9	8,5	13,8	13,3	13,0	13,8
Cana-de-açúcar	23,8	19,3	31,3	27,5	28,3	26,1	28,5	36,4
Pastagem	33,5	49,5	52,1	49,5	45,8	46,0	44,5	31,3
Urbano	0,9	1,5	2,8	3,1	3,4	2,8	3,0	4,9
Fruticultura	-	-	0,9	2,7	2,7	2,8	4,0	4,0
Outros	4,0	2,3	0,5	0,4	1,1	1,4	1,1	0,8

Os coeficientes de determinação (R^2), dos modelos polinomiais de segundo grau, foram, respectivamente, para a mata nativa, cana-de-açúcar, pastagem, fruticultura, plantios florestais e urbano, de 0,84; 0,59; 0,93; 0,45 e 0,87. O menor R^2 observado na classe cana-de-açúcar está relacionado ao elevado crescimento desta cobertura no período de 1972 a 1985, que coincide com os incentivos do governo federal ao plantio da cana-de-açúcar, por meio do programa PROÁLCOOL, iniciado em 1974, o que acelerou a expansão da cana-de-açúcar na BRC. Nos anos seguintes, o ímpeto de expansão da cana-de-açúcar desacelerou, voltando a acelerar na última década. O menor R^2 nos plantios florestais é devido à elevada variação na proporção de área ocupada pela classe no período de 1985 a 1999, o que pode ser consequência da colheita em intervalos de cinco anos e substituição por algum outro tipo de uso, em um período em que o sistema estava se consolidando novamente.

A taxa anual média de mudança foi, respectivamente, de -0,02; -0,31; 0,22; 0,00; 0,07; e 0,72% para plantios florestais, mata nativa, cana-de-açúcar, pastagem, urbano e fruticultura (Figura 4.5). Verificou-se que as taxas de mudança dos plantios florestais e pastagem foram praticamente nulas. Tal comportamento é devido à elevada variação da proporção que tais classes ocuparam ao longo do período, porém sem alterações na proporção de área final em comparação com a área inicial, não significando, portanto, que tais classes não foram influenciadas pelas mudanças de uso do solo (Tabela 4.1). Verificou-se ainda que nas duas primeiras décadas a elevada taxa (positiva) de mudança da pastagem culminou com um valor máximo de

52% de área ocupada em 1985 e, a partir daí, a taxa de mudança tornou-se negativa, consequentemente, redução de área até o ano de 2011. A elevada taxa de perda de área de pastagem a partir de 1985 é justificada pela expansão das outras classes, ou seja, as áreas de pasto foram substituídas por outros tipos de uso.

Conforme o exposto acima, a dinâmica de uso do solo na BRC pode ser influenciada por fatores político-econômicos. Porém, se a tendência observada permanecer, a projeção é que em 2020 a cana-de-açúcar e plantios florestais cresçam, respectivamente, cerca de 4,8 e 2,3%, enquanto que a pastagem e a fruticultura reduzam respectivamente em 18,3 e 0,4%. A expansão da cana-de-açúcar e dos plantios florestais deve ocorrer preferencialmente na porção norte da bacia.

Figura 4.4 - Mapa de uso e cobertura da terra dos anos de 1962, 1972, 1985, 1990, 1995, 1999, 2002 e 2011 da bacia do Rio Corumbataí, SP

Figura 4.5 – Taxa de mudança de uso e cobertura da terra durante os anos de 1962 a 2010 na bacia do Rio Corumbataí, SP

Estoques de carbono no solo

O estoque de carbono no solo na camada de 0-20 cm alcançou o maior valor em solos de textura argilosa sob mata nativa, com aproximadamente 66 Mg C ha⁻¹. O menor valor foi observado em solo arenoso com cana-de-açúcar, de 2,3 Mg C ha⁻¹. Com exceção da classe médio arenosa, o estoque de carbono médio da cana-de-açúcar foi estatisticamente diferente ($P < 0,05$) do estoque de carbono sob mata nativa em todas as classes, enquanto que o estoque de carbono da pastagem não diferiu do estoque de carbono sob vegetação nativa nas classes média arenosa e média argilosa, mas diferiu na classe arenosa (Tabela 4.2). De forma geral, na camada de 0-20 cm observa-se que os estoques de carbono sob cultivo na classe arenosa reduziram. Para os solos de textura mais argilosa não houve perda de carbono na pastagem. No entanto, apenas na classe média arenosa da cana-de-açúcar, não houve perda de carbono.

Os valores extremos de estoque médio de carbono da cultura (EC4) considerando apenas a camada de 0-20 cm foram observados na cana-de-açúcar com 10 e 1,8 Mg C ha⁻¹, respectivamente, em solos de textura muito argilosa e arenosa. Solos de textura argilosa e a camada superficial obtiveram os maiores EC4. Verificou-se ainda que o cultivo de citrus foi capaz de

incorporar mais carbono de C4 do que a pastagem e cana-de-açúcar, em solos arenosos (Tabela 4.3).

Tabela 4.2 - Estoque de carbono total (Mg ha^{-1}) do solo em diferentes classes de textura de solo, tipos de uso e cobertura do solo e em diferentes camadas na bacia do Rio Corumbataí, SP

Uso	Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹)						
	0-10 cm		10-20 cm		0-20 cm		
Arenosa							
Mata nativa	12,87 ± 5,27	a	8,80 ± 3,90	b	21,67 ± 8,47	a	15
Fruticultura	11,47 ± 4,48	ab	11,30 ± 2,97	a	22,76 ± 3,81	a	9
Cana-de-açúcar	2,36 ± 2,32	c	6,43 ± 2,59	bc	8,79 ± 4,50	b	9
Pastagem	8,09 ± 5,45	b	5,71 ± 2,85	c	13,79 ± 7,07	b	15
Média arenosa							
Mata nativa	29,73 ± 4,61	a	25,77 ± 5,24	a	55,51 ± 7,79	a	3
Cana-de-açúcar	29,82 ± 2,77	a	23,89 ± 0,41	a	53,71 ± 2,84	a	3
Pastagem	15,27 ± 13,07	a	13,50 ± 4,72	b	28,77 ± 17,71	a	4
Media argilosa							
Mata nativa	33,62 ± 5,34	a	18,30 ± 5,76	b	51,92 ± 8,25	a	5
Cana-de-açúcar	19,38 ± 7,63	b	18,96 ± 3,69	b	38,34 ± 10,73	b	8
Pastagem	30,94 ± 7,18	a	30,41 ± 7,03	a	61,35 ± 13,11	a	5
Argilosa							
Mata nativa	36,74 ± 4,61	b	29,21 ± 4,52	a	65,95 ± 6,16	b	3
Cana-de-açúcar	21,07 ± 3,44	a	23,78 ± 2,85	a	44,85 ± 5,67	a	6
Muito argilosa							
Mata nativa	36,55 ± 7,04	a	19,50 ± 1,14	a	56,06 ± 6,85	b	3
Cana-de-açúcar	23,87 ± 3,81	b	18,57 ± 2,31	a	42,44 ± 5,34	a	6

Letras iguais em classes de textura e profundidade individuais não diferem estatisticamente a 5% de probabilidade

Tabela 4.3 - Estoque de C4 total (Mg ha^{-1}) do solo em diferentes classes de textura de solo, tipos de uso e cobertura do solo e em diferentes camadas na bacia do Rio Corumbataí, SP

Uso	Estoque de C4 (Mg ha^{-1})			
	0-10 cm	10-20 cm	0-20 cm	n
Arenosa				
Fruticultura	2,45 ± 1,11	1,93 ± 0,67	4,38 ± 1,38	9
Cana-de-açúcar	0,55 ± 0,56	1,26 ± 0,60	1,81 ± 1,00	9
Pastagem	2,41 ± 1,71	1,29 ± 0,61	3,71 ± 2,12	15
Média arenosa				
Cana-de-açúcar	6,04 ± 0,48	3,74 ± 0,81	9,78 ± 0,97	3
Pastagem	3,32 ± 2,98	1,82 ± 0,67	5,14 ± 3,65	4
Média argilosa				
Cana-de-açúcar	3,04 ± 2,23	1,73 ± 1,36	4,77 ± 3,56	8
Pastagem	6,09 ± 1,60	3,45 ± 0,76	9,53 ± 2,27	5
Argilosa				
Cana-de-açúcar	3,48 ± 0,96	2,96 ± 0,66	6,43 ± 1,49	6
Muito argilosa				
Cana-de-açúcar	6,32 ± 1,52	3,71 ± 0,94	10,02 ± 2,06	6

Variabilidade espacial do estoque atual de carbono no solo

Os solos mais argilosos da porção inferior da BRC, possuem os maiores ECT, independentemente do tipo de uso e cobertura. O maior ECT foi observado na faixa de solo que corresponde à textura média argilosa sob pastagem. Na mesma faixa de solo, o ECT da cana-de-açúcar foi inferior ao da pastagem. Na camada de 0-10 cm, áreas de cana-de-açúcar, na porção superior da bacia, possuem ECT inferior aos estoques sob pastagem, porém sob as mesmas condições, nas camadas de 10-20 e 0-20 cm não houve diferenças significativas. Na porção sul da BRC, observou-se que os solos de textura argilosa têm maiores estoques que os solos de textura muito argilosa. Como um padrão geral, observou-se um gradiente de ECT aumentando na direção norte-sul da BRC, sendo interrompido apenas pela combinação de pastagem em solo de textura média argilosa (Figura 4.6).

O estoque de carbono de C4 (EC4) na porção inferior da bacia foi maior que o da porção superior, com as maiores contribuições em solo de textura muito argilosa sob cana-de-açúcar e pastagem em textura média argilosa, independentemente da camada. Nas áreas de textura arenosa média a média argilosa, onde há pastagem e cana-de-açúcar, observa-se que, em termos de contribuição em EC4, os menores valores são observados na cana-de-açúcar, independentemente da camada ou da textura. Conforme observado no ECT, o EC4 também possui um gradiente aumentando na direção norte-sul da BRC (Figura 4.6).

Tais resultados indicaram que o efeito da cana-de-açúcar sobre os estoques de carbono do solo é maior do que o da pastagem, e que a citricultura tem potencial para aumentar os estoques de carbono no solo, principalmente na camada de 0-10 cm, quando comparado à cana-de-açúcar e à pastagem sob as mesmas condições de solo.

A proporção do EC4 em relação ao ECT atual do solo variou de valores inferiores a 10% a maior que 35% (Figura 4.7). Tais valores indicaram que, do carbono total atual do solo na BRC 65 a 90% pode ser ainda oriundo da vegetação nativa. As diferenças na proporção de EC4 são mais marcantes na camada de 0-10 cm, o que indica uma decomposição diferenciada do carbono no solo sob diferentes tipos de uso e textura do solo. Na camada de 0-10 cm,

solos de textura arenosa, sob pastagem, têm cerca de 15-20% de EC4, mesma proporção que solos muito argilosos sob cana-de-açúcar. Porém, independentemente da granulometria e do uso do solo, a BRC tem em média entre 10 e 20% de EC4 em relação ao ECT.

Figura 4.6 – Estoque de carbono atual total (ECT) de C4 (EC4) atual nas camadas 0-10, 10-20 e 0-20 cm na bacia do Rio Corumbataí, SP

A partir do ECT de cada classe de textura sob a classe mata nativa (Referência), foram estimadas as mudanças no estoque de carbono do solo (Figura 4.8). Observou-se que solos de textura argilosa obtiveram maiores perdas de carbono na camada de 0-10 cm, sendo superados apenas por áreas de cana-de-açúcar em solos arenosos. Na camada de 10-20 cm as maiores perdas foram observadas em solo de textura média arenosa sob a pastagem, porém na cana-de-açúcar, em solos arenosos e argilosos, não houve perda de carbono. Entretanto, ao avaliarmos a camada de 0-20 cm, observou-se que apenas as áreas de solos de textura média não sofreram perda de carbono. Tal resultado pode ser devido ao predomínio de pastagem nesta região da bacia. Nas áreas de citrus, também não houve perda de

carbono, quando considerada a camada de 0-20 cm. No entanto, na camada de 10-20 cm, houve um incremento de carbono de cerca de 28%.

Figura 4.7 – Proporção do estoque de carbono oriundo da cultura (EC4) em relação ao estoque de carbono total atual do solo (ECT), em diferentes profundidades na bacia do Rio Corumbataí, SP

Figura 4.8 – Mudanças (%) no estoque de carbono total do solo (ECT) em relação ao estoque de carbono de referência do solo em diferentes profundidades na bacia do Rio Corumbataí, SP

4.4 Discussão

A variabilidade da granulometria da bacia do Rio Corumbataí tem um padrão espacial bem definido, com solos arenosos na porção superior e solos argilosos na porção inferior. Tal variabilidade foi determinante no ECT em condições de mata nativa e atual, no EC4 e na amplitude das mudanças dos estoques de carbono do solo. A influência das frações granulométricas do solo sobre a dinâmica dos estoques de carbono tem sido relatada na literatura. He et al. (2014) observaram em áreas de pastagem na Mongólia a existência de uma correlação positiva entre o conteúdo de argila e o conteúdo de carbono orgânico no solo. Amelung et al. (1998), em estudo realizado em áreas de pastagem nativa no Texas, EUA, também relataram correlações positivas do carbono orgânico do solo com o conteúdo de argila e negativa com o conteúdo de areia, devido à associação de cerca de 43% do carbono à fração argila. No Brasil, a partir de revisão de trabalhos feitos em áreas de cana-de-açúcar nos estados de São Paulo, Pernambuco e Goiás, Cerri et al. (2011) observaram que solos de textura arenosa estão mais sujeitos a perda de carbono no solo quando comparados a solos argilosos.

Historicamente, a pastagem foi o uso predominante na porção norte da BRC, porém nos últimos anos as culturas da cana-de-açúcar, citrus e eucalipto têm expandido, reduzindo a área de pastagem. Originalmente, tal região possui baixos estoques de carbono no solo, devido ao reduzido conteúdo de argila; consequentemente, baixa fertilidade natural e mata nativa menos densa. Baixas concentrações de argila no solo promovem reduzida formação de complexos organomineral, o que torna a matéria orgânica mais suscetível à decomposição pelos microrganismos (LAL et al., 1997; SCHJONNING et al., 1999; CHRISTENSEN, 2001). Portanto, a fragilidade estrutural do solo na porção norte da BRC, associada à expansão da cana-de-açúcar, provocou as maiores perdas de carbono, quando comparado a pastagem e citricultura, o que pode estar relacionado com o manejo intensivo do solo empregado no cultivo da cana-de-açúcar, como fertilização mineral e, principalmente, o revolvimento do solo, o que não ocorre nas áreas de pastagem e citricultura (MEYER; VAN ANTWERPEN, 2001). Outro fator determinante neste comportamento foi a reduzida taxa de contribuição de carbono pela cana-de-açúcar, comparativamente à pastagem sob as mesmas condições (Figura 4.8). A fruticultura, comparativamente à cana-de-açúcar e pastagem, não provocou perda de carbono no solo. Esse resultado pode estar relacionado com a contribuição do carbono oriundo de

plantas C4, observada nas áreas de fruticultura, que se mostrou uma fonte importante de carbono para a manutenção do estoque de carbono total.

Os resultados observados indicam que os estoques de carbono do solo na BRC foram afetados pelas mudanças de uso do solo, principalmente em áreas de cana-de-açúcar. Nas regiões em que há o plantio de cana-de-açúcar e pastagem, observou-se que, comparativamente, as perdas em cana-de-açúcar são maiores que na pastagem. Conforme as previsões feitas, estimou-se que as áreas de cana-de-açúcar avancem sobre as áreas de pastagem em cerca de 4,8% até 2020, ocupando áreas na porção norte da bacia, onde o efeito negativo da cana-de-açúcar sobre os estoques de carbono foi mais acentuado. Diante deste panorama, é esperado que a BRC tenha o estoque de carbono reduzido nos próximos cinco anos.

Por outro lado, a partir de 2017 será proibida a queima da palhada da cana-de-açúcar antes da colheita; desta forma a colheita passará a ser mecanizada. O sistema mecanizado de colheita promove um grande aporte anual de material orgânico ao solo. Segundo Luca et al. (2008), a taxa de entrada média de matéria seca proveniente da palha da cana-de-açúcar é de $13,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto que Souza et al. (2005) mediram cerca de $12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O aporte de matéria orgânica ao solo com o fim da queimada pode aumentar o estoque de carbono, melhorar as propriedades físicas do solo, aumentar a proteção do solo, e até mesmo minimizar problemas relacionados à saúde pública.

Galdos, Cerri e Cerri, (2009) avaliaram o efeito da mudança do sistema de colheita da cana-de-açúcar, em Latossolo argiloso na cidade de Pradópolis, SP. Os autores observaram ganho de até 30% no conteúdo de carbono após oito anos da conversão. No entanto, segundo os autores, tais informações foram coletadas em apenas um ciclo da cultura, ou seja, parte deste carbono pode ser perdido durante o preparo do solo em ciclos consecutivos. Em uma revisão de literatura de dados de estoque de carbono em áreas de cana-de-açúcar com e sem queima, no Estado de São Paulo, Cerri et al. (2011) observaram que a mudança do sistema de colheita promoveu um aumento nos estoques a uma taxa média de $0,73 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em solos de textura arenosa e $1,59 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em solo de textura argilosa. Graham et al. (2001) citaram ainda que a manutenção da palhada da cana-de-açúcar pode

aumentar a concentração de várias frações lábeis da matéria orgânica do solo, bem como a atividade microbiana na profundidade de 30 cm.

Souza et al. (2005) observaram que a substituição do sistema de colheita da cana-de-açúcar provocou um aumento na estabilidade dos agregados do solo, na camada de 0-10 cm, aumento do diâmetro médio geométrico dos agregados e redução da densidade do solo no sistema mecanizado em comparação à cana-de-açúcar queimada. Os autores observaram também aumento da porosidade total e da macroporosidade do solo. Além da melhora na qualidade do solo, Tavares, Lima e Zonta (2010) em um experimento de longo prazo na cidade de Linhares, ES, observaram que após 16 anos de cultivo da cana-de-açúcar em sistema de colheita mecanizada, houve maior produtividade de ponteiros, incrementando o rendimento de colmos na cana-de-açúcar.

Parte da cinza produzida na queima da palhada é liberada no ar e, conseqüentemente, depositada sobre às residências próximas as lavouras de cana-de-açúcar. Segundo Cançado et al. (2006) há evidências de uma relação entre os resíduos da queima da cana-de-açúcar e doenças respiratórias em pessoas que vivem próximas às lavouras. Os resultados encontrados por Le Blond et al. (2008) corroboram com tais evidência. Os autores observaram que das partículas liberadas durante a queima da cana-de-açúcar, 17% são do tamanho da fração respirável e contém sílica, que está relacionada a doenças respiratórias fatais.

As pastagens analisadas não possuem nenhum tipo de manejo e podem ser consideradas de baixa produtividade, estando em algum grau de degradação. Tais áreas foram consideradas representativas da maior parte das pastagens localizadas na área de estudo. Verificou-se neste estudo que, a pastagem em solos de textura arenosa reduziu o estoque de carbono do solo em relação à referência, enquanto que em solo de textura média argilosa não houve alteração no estoque de carbono. Conant, Paustian e Elliott (2001) citaram que o componente chave para sustentar a produção do ecossistema da pastagem é a manutenção dos níveis de matéria orgânica do solo, o que pode ser fortemente influenciado pelo manejo. Em uma revisão de 115 trabalhos os autores observaram que as principais melhorias no manejo empregado às pastagens foram: fertilização, manejo do pastejo, conversão de cultivos agrícolas à pastagem, irrigação, entre outras. Foi observado que em 76% dos casos o conteúdo de carbono aumentou em 31% após a adoção de alguma prática, principalmente nos primeiros 40 anos e na camada superficial de 0-10 cm. A

irrigação foi a prática de manejo adotada que obteve o maior incremento anual no conteúdo de carbono do solo, de 5,4%, seguida da conversão de áreas cultivadas por pastagem, com incremento anual de cerca de 3% em conteúdo de carbono. Outros autores também relataram a potencialidade da pastagem para o sequestro de carbono (POST; KWON, 2000; GELAW; SINGH; LAL, 2014).

Tais trabalhos evidenciam que melhorias no manejo empregado à pastagem e a conversão de culturas, como a cana-de-açúcar à pastagem, têm potencial para o aumento do conteúdo de carbono no solo. No entanto, na BRC não há práticas de manejo para a melhora da qualidade das pastagens e as projeções mostraram que a principal mudança de uso do solo tem sido a conversão da pastagem por cana-de-açúcar. Os dados apresentados neste trabalho mostraram que tal conversão tem alto potencial de redução dos estoques de carbono do solo. Alternativamente, a conversão pastagem para citrus sob as condições edafoclimáticas da BRC pode ter potencial para o sequestro de carbono. Conforme observado, o plantio de citrus após 35 anos apresentou ganho significativo de carbono na camada de 10-20 cm, não havendo alteração do estoque na camada de 0-20 cm, enquanto que a pastagem e a cana-de-açúcar sob as mesmas condições provocaram a redução do estoque de carbono em relação à referência. Resultados contraditórios foram observados por Sanches et al. (1999) e Guimarães, Gonzaga e Melo Neto (2014) que observaram reduções de, respectivamente, 39 e 35% do estoque de carbono em áreas de citrus após a substituição da mata nativa, sendo ambos em solos arenosos.

Diante do exposto, a mudança do sistema de colheita da cana-de-açúcar na BRC pode ter efeitos positivos sobre os estoques de carbono do solo e em aspectos relacionados à saúde pública. Da mesma forma, o avanço da citricultura sobre áreas de pastagem pode promover um incremento nos estoques de carbono do solo. No entanto, as mudanças de uso do solo que podem vir a acontecer nos próximos anos podem reduzir os estoques de carbono do solo. Algumas estratégias de manejo do solo como, melhora da pastagem, manutenção da citricultura, dentre outras, podem promover o sequestro de carbono no solo na BRC. No entanto, segundo Smith et al. (2000) para que qualquer estratégia que vise alcançar o máximo

potencial de mitigação do carbono das terras em uso, são necessários políticas que permitam que tais áreas sejam colocadas dentro de alternativas de uso do solo de longo prazo.

4.5 Conclusão

Os estoques de carbono do solo na bacia do Rio Corumbataí são afetados pelas mudanças de uso e cobertura do solo, ponderadamente nas diferentes classes de textura. Os solos de textura arenosa com cana-de-açúcar são os mais influenciados, com redução de cerca de até 82% do estoque de carbono do solo. Nos solos arenosos, a pastagem mostra ser melhor que a cana-de-açúcar, e a citricultura melhor que a pastagem, pois promoveu o aumento dos estoques de carbono na camada de 10-20 cm.

Nos solos de textura média argilosa e média arenosa a pastagem mantém os estoques de carbono, enquanto que a cana-de-açúcar reduz os estoques em relação a referência.

Os estoques de carbono oriundo da vegetação nativa, na bacia do Rio Corumbataí, variam de 90 a 70%, sendo as maiores proporções observadas em áreas de cana-de-açúcar, na camada de 10-20 cm de solos de textura média argilosa.

A projeção de mudanças de uso do solo para o ano de 2020, na bacia do Rio Corumbataí, é de redução das áreas de pastagens e fruticultura e aumento das áreas de cana-de-açúcar e plantios florestais. A expansão da cana-de-açúcar pode ocorrer principalmente pela substituição da pastagem em solos arenosos por cana-de-açúcar, situação em que as maiores reduções do estoque de carbono ocorrem.

Referências

- AMELUNG, W.; ZECH, W.; ZHANG, X.; FOLLETT, R.F.; TIESSEN, H.; KNOX, E.; FLACH, K.W. Carbon, nitrogen, and sulfur pools in particle-size fractions as influenced by climate. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, n. 1, p. 172-181, 1998.
- ASSAD, E.D.; PINTO, H.S.; MARTINS, S.C.; GROppo, J.D.; SALGADO, P.R.; EVANGELISTA, B.; MARTINELLI, L.A. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. **Biogeosciences**, Göttingen, v. 10, n. 10, p. 6141-6160, 2013.
- BROICH, M.; HANSEN, M.; STOLLE, F.; POTAPOV, P.; MARGONO, B.A.; ADUSEI, B. Remotely sensed forest cover loss shows high spatial and temporal variation across Sumatera and Kalimantan, Indonesia 2000-2008. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 6, n. 1, p. 9, 2011.
- CANÇADO, J.E.; SALDIVA, P.H.; PEREIRA, L. A.; LARA, L.B.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L.A.; BRAGA, A.L. The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. **Environmental health perspectives**, New York, v. 114, n. 5, p. 725-729, 2006.
- CERBU, G.A.; SWALLOW, B.M.; THOMPSON, D.Y. Locating REDD: A global survey and analysis of REDD readiness and demonstration activities. **Environmental Science & Policy**, Amsterdam, v. 14, n. 2, p. 168-180, 2011.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; FELLER, C.; CORRÊA DE CAMPOS, D.; LUCAS, E.F.; ESCHENBRENNER, V. Canne à sucre et sequestration du carbone. **Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France**, Paris, v. 90, n. 3, p. 1-15, 2004.
- CERRI, C.C.; GALDOS, M.V.; MAIA, S.M.F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; POWLSON, D.; CERRI, C. E. P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, New York, v. 62, n. 1, p. 23-28, 2011.
- CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal of Soil Science**, New York, v. 52, n. 3, p. 345-353, 2001.
- CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E.T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Applications**, New York, v. 11, n. 2, p. 343-355, 2001.
- DALAL, R.C.; ALLEN, D.E.; WANG, W.J.; REEVES, S.; GIBSON, I. Organic carbon and total nitrogen stocks in a Vertisol following 40 years of no-tillage, crop residue retention and nitrogen fertilisation. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 112, n. 2, p. 133-139, 2011.

DIGGLE, P.J.; TAWN, J.A.; MOYEED, R.A. Model-based geostatistics. **Journal of the Royal Statistical Society Series C-Applied Statistics**, New York, v. 47, p. 299-350, 1998.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 4, Nov 1995.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise do solos**. Rio de Janeiro: 1997, 212 p.

FERNANDES, F.A.; CERRI, C.C.; FERNANDES, A. 13C e a dinâmica do carbono orgânico do solo em pastagem cultivada no Pantanal Sul-Mato-Grossense. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Pantanal**, Corumbá, v. 74, p.19, 2007.

FERRAZ, S.F.D.B.; PAULA, F.R.D.; VETTORAZZI, C.A. Incorporação de indicadores de sustentabilidade na priorização de áreas para restauração florestal na bacia do rio Corumbataí, SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 937-947, 2009.

GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, n. 3–4, p. 347-352, 2009.

GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.; PAUSTIAN, K.; VAN ANTWERPEN, R. Simulation of Soil Carbon Dynamics under Sugarcane with the CENTURY Model. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 73, n. 3, p. 802-811, 2009.

GALLARDO, A.; BOND, A. Capturing the implications of land use change in Brazil through environmental assessment: Time for a strategic approach? **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v. 31, n. 3, p. 261-270, 2011.

GELAW, A.M.; SINGH, B.R.; LAL, R. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a semi-arid watershed in Tigray, Northern Ethiopia. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 188, p. 256-263, 2014.

GRAHAM, M.H.; HAYNES, R.J.; ZELLES, L.; MEYER, J.H. Long-term effects of greencane harvesting versus burning on the size and diversity of the soil microbial community. **South African Sugar Technology Association**. Africa do Sul, v. 75, p. 228-233, 2001.

GUIMARÃES, D.V.; GONZAGA, M.I.; MELO NETO, J.D.O.M. Management of soil organic matter and carbon storage in tropical fruit crops. **Revista Brasileira de Engenharia agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 3, p. 301-306, 2014.

HE, N.P.; WANG, R.M.; ZHANG, Y.H.; CHEN, Q.S. Carbon and Nitrogen Storage in Inner Mongolian Grasslands: Relationships with Climate and Soil Texture. **Pedosphere**, Amsterdam, v. 24, n. 3, p. 391-398, 2014.

HERGOUALC'H, K.; VERCHOT, L.V. Stocks and fluxes of carbon associated with land use change in Southeast Asian tropical peatlands: A review. **Global Biogeochemical Cycles**, New York, v. 25, p. 13, 2011.

JOURNEL, A.G. Linear Regression under Constraints, and Ordinary Kriging. In: _____. **Fundamentals of geostatistics in five lessons**. Washington, American Geophysical Union Washington, DC, 1989. chap. 3, p. 15-21.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.

LAL, M. Implications of climate change in sustained agricultural productivity in South Asia. **Regional Environmental Change**, Cham, v. 11, p. S79-S94, 2011.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **science**, Washington, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, 2004.

LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. Soil processes and the carbon cycle. In: _____. Soil processes and the carbon cycle. 1.ed. Flórida: CRC Press, 1997. chap. 1, p. 1-8.

LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, Arlington, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LE BLOND, J.S.; WILLIAMSON, B.J.; HORWELL, C.J.; MONRO, A.K.; KIRK, C.A.; OPPENHEIMER, C. Production of potentially hazardous respirable silica airborne particulate from the burning of sugarcane. **Atmospheric Environment**, Amaterdam, v. 42, n. 22, p. 5558-5568, 2008.

LUCA, E.D.; FELLER, C.; CERRI, C.C.; BARTHÈS, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D.C.; MANECHINI, C. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de Canavial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 02, p. 789-800, 2008.

MATHERON, G. **The theory of regionalized variables and its applications**. Paris: École national supérieure des mines, 1971, 218p.

MCHUNU, C.N.; LORENTZ, S.; JEWITT, G.; MANSON, A.; CHAPLOT, V. No-Till Impact on Soil and Soil Organic Carbon Erosion under Crop Residue Scarcity in Africa. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 75, n. 4, p. 1503-1512, 2011.

MEYER, J.; VAN ANTWERPEN, R. Soil degradation as a factor in yield decline in the South African sugar industry. **Intenational Society Sugar Cane Technologists**, v. 24, n. 8-152001, p. 8-14, 2001.

MORAES, J.F.; VOLKOFF, B.C.C.C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

PAGE, K.L.; BELL, M.; DALAL, R.C. Changes in total soil organic carbon stocks and carbon fractions in sugarcane systems as affected by tillage and trash management in Queensland, Australia. **Soil Research**, Collingwood v. 51, n. 7-8, p. 608-614, 2013

PEREIRA, L.H.; PINTO, S.D.A.F. Utilização de imagens aerofotográficas no mapeamento multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal na Bacia do Rio Corumbataí-SP, com o suporte de sistemas de informações geográficas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13 (SBSR), 2007, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis: INPE. 2007. p. 1321-1328.

POST, W. M.; KWON, K.C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. **Global Change Biology**, Boston, v. 6, n. 3, p. 317-327, 2000.

SANCHES, A.C., SILVA, A.D., TORMENA, C.A., RIGOLIN, A.T. Impacto do cultivo de citros em propriedades químicas, densidade do solo e atividade microbiana de um Podzólico Vermelho-Amarelo. **Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 91-99, 1999.

SCHJØNNING, P.; THOMSEN, I.K.; MØBERG, J.P.; JONGE, H.; KRISTENSEN, K.; CHRISTENSEN, B.T. Turnover of organic matter in differently textured soils - I. Physical characteristics of structurally disturbed and intact soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, n. 3-4, p. 177-198, 1999.

SMITH, P.; POWLSON, D.S.; SMITH, J.U.; FALLOON, P.; COLEMAN, K. Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. **Global Change Biology**, Boston, v. 6, n. 5, p. 525-539, 2000.

SOUZA, Z. M.; MELLO PRADO, R.; PAIXÃO, A. C. S.; CESARIN, L. G. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, Brasília, v. 40, n. 3, p. 271-278, 2005.

STRAHLER, A.H. The use of prior probabilities in maximum likelihood classification of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 10, n. 2, p. 135-163, 1980.

TAVARES, O.C.H.; LIMA, E.; ZONTA, E. Crescimento e produtividade da cana planta cultivada em diferentes sistemas de preparo do solo e de colheita. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 32, p. 61-68, 2010.

TROPPEMAIR, H. **Variação da estrutura da mata galeria na bacia do rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, do tipo de margem e do traçado do rio**. São Paulo: USP, Instituto de Geografia, 1974. 28p.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. **Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí**, SP. Piracicaba: IPEF. Circular Técnica, n. 196. 2003. 12 p.

VALENTE, R. D.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, n. 6, p. 1408-1417, 2008.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura florestal na Baica do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. n.62, p. 15, 2002.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Soil aggregation and carbon stock of a paleudult under different agricultural managements. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 213-223, 2011.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em uma discussão sobre sustentabilidade e serviços ambientais fornecidos pelos agroecossistemas, Tilman et al. (2002) discutiram sobre os serviços ecossistêmicos que podem ser fornecidos por uma agricultura sustentável. De acordo com os autores, o aumento da produtividade, eficiência de uso dos fertilizantes, eficiência do uso da água, manutenção e restauração da fertilidade do solo e aumento da densidade animal na produção pecuária são fatores-chaves, capazes de fornecer diversos serviços ecossistêmicos. Como exemplo podem ser citados a menor pressão por expansão sobre as áreas nativas, redução da eutrofização de corpos hídricos e salinização do solo, conservação da água, menor demanda por energia etc. Os autores citam ainda a importância de políticas agrícolas que incentivem as boas práticas agrícolas e o pagamento de danos ambientais.

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, foram identificados diversos fatores relacionados ao microclima, bem como o potencial de emissão de CO₂ à atmosfera e sequestro de carbono dos seus diversos usos na BRC, que fornecem serviços ecossistêmicos e custos ambientais.

A fruticultura na BRC expandiu nas últimas décadas, porém a projeção é de que estabilize nos próximos anos. Pelos resultados obtidos, o custo da expansão da fruticultura na BRC vem do seu potencial para elevação da temperatura da superfície, enquanto que o benefício ecossistêmico seria a sua capacidade de manter os estoques de carbono no solo, sob as condições edafoclimáticas predominantes da área de estudo.

As pastagens da BRC são de baixa produtividade, promovendo baixo aporte de matéria orgânica ao solo e baixa proteção do solo à incidência dos raios solares, principalmente na porção norte da bacia, com solos de textura arenosa. Tais características têm um custo ambiental sobre a temperatura da superfície e sobre os estoques de carbono no solo. A baixa proteção do solo promove maior perda de água e maior oscilação da temperatura e devido a sua extensa área tem um grande efeito sobre a temperatura média da superfície da bacia. Outro custo relacionado às pastagens, nas regiões de solo arenoso da BRC, é a emissão de CO₂ para a atmosfera. Em tais condições, as pastagens reduziram os estoques de carbono do solo. Com base nestas informações, a melhoria no manejo das

pastagens tem o potencial de aumentar a biomassa verde sobre o solo, com consequente aumento do NDVI e redução da temperatura da superfície e ainda aumentar o aporte de carbono ao solo, contrabalançando em algum nível as emissões de carbono.

Pastagens na porção central da bacia, com solos de textura média, prestam serviços ecossistêmicos quando consideramos a sua capacidade em manter os níveis de estoque de carbono no solo, em relação ao estoque original. Considerando que são pastagens mal manejadas, uma melhora nas práticas de manejo nessas áreas tem o potencial de sequestro de carbono no solo.

Os custos ambientais da cana-de-açúcar, na BRC, estão relacionados à exposição do solo por um período do ano e a emissão de CO₂ para a atmosfera, provenientes do solo e da queima da palhada no momento da colheita. Os resultados encontrados neste trabalho evidenciaram que a temperatura da superfície, em áreas de cana-de-açúcar, é altamente influenciada pelas condições hídricas do solo e pela exposição do solo à radiação solar direta. Áreas de cana-de-açúcar colhida sob condições de deficiência hídrica têm potencial para formação de “ilhas de calor”, com temperaturas que podem ser superiores as dos centros urbanos.

Por outro lado, quando analisamos o efeito do fim da queimada da palhada da cana-de-açúcar, a partir do ano de 2002, verificou-se os serviços ecossistêmicos que podem ser prestados, com o potencial de aumento do estoque de carbono no solo e redução dos efeitos da queimada sobre as áreas de mata nativa e áreas de proteção permanente, como as matas ciliares. O NDVI de tais classes aumentou, indicando uma melhora na qualidade da vegetação, o que proporciona um maior aporte de matéria orgânica ao solo, podendo aumentar os estoques de carbono do solo. A melhora do NDVI foi refletida ainda na menor temperatura da superfície de tais áreas em relação a outras classes de uso.

Ao analisarmos a dinâmica de uso do solo ocorrida na BRC, observamos claramente uma tendência de conversão de áreas de pastagem para cana-de-açúcar. Tal conversão tem um custo ambiental, principalmente na porção norte da BRC, devido ao potencial que tal conversão tem para a emissão de CO₂ à atmosfera.

Por meio do mapa de uso e cobertura do solo do ano de 2011 e classes de declividade do solo da BRC, tomando-se como critério apenas a declividade máxima (12%) permitida à mecanização da colheita da cana-de-açúcar, estimou-se que nesse ano 130.192 ha de cana-de-açúcar estavam em áreas impróprias à colheita

mecanizada. Por outro lado, estimou-se que no mesmo ano, havia 358.889 ha de pasto que estavam aptos a receber a cana-de-açúcar com colheita mecanizada. Foi observado ainda que, na BRC, algumas dessas áreas impróprias estavam sendo sistematizadas para o plantio da cana-de-açúcar, pelos cortes e aterros de grande volume de solo em áreas com declividade maior que 12%. Desta forma, o custo ambiental da conversão de pastagem para cana-de-açúcar pode ser intensificado com o fim a colheita da cultura, bem como pode haver outros custos ambientais com a conversão do sistema de colheita.

Tais informações podem ser úteis ao planejamento de alternativas de uso do solo nas áreas impróprias ao cultivo de cana-de-açúcar, que possam maximizar a relação benefício/custo do agroecossistema

Foi verificado neste trabalho que plantios florestais, por terem grande quantidade de biomassa aérea, possuem temperatura de superfície equivalente a áreas de mata nativa, porém como sua representação em termos de área em relação à bacia é baixa, a influência de tal uso sobre a temperatura média da BRC pode ser insignificante. Por outro lado, espera-se que, se uma maior proporção da bacia estiver coberta por plantios florestais, pode haver uma redução da temperatura média de superfície da bacia. No entanto, há outros custos, bem como benefícios, relacionados a este tipo de uso que não foram levados em consideração neste trabalho e que devem ser analisados a fim de maximizar a relação benefício/custo deste sistema, uma vez que a integridade ambiental de ecossistemas naturais e antropizados tem como base a biodiversidade.

Em dois momentos deste trabalho verificou-se o efeito das políticas agrícolas sobre os custos e serviços ecossistêmicos do agroecossistema. O primeiro momento foi a implantação do programa PROALCOOL, em 1974, o que acelerou o desmatamento de áreas nativas na BRC, principalmente pela conversão de áreas de pastagem, na porção sul da bacia, em cana-de-açúcar, provocando um custo ambiental relacionado a redução dos estoques de carbono no solo e remoção das áreas de mata nativa. O segundo momento iniciou-se em 2002, com a meta de redução da queima da palhada da cana-de-açúcar, que prestou serviços ecossistêmicos à bacia, relacionados ao microclima e à melhora da qualidade da vegetação de fragmentos de mata nativa e de plantios florestais antigos. Tais resultados indicam a importância da política agrícola na maximização do benefício/custo do agroecossistema, conforme citado por Tilman et al. (2002).

As informações deste trabalho, bem como a vasta documentação científica disponível, podem e deveriam ser levadas em consideração nos planos diretores em níveis municipal, estadual e federal, para que o planejamento seja embasado no conhecimento científico, reduzindo os riscos do aumento dos custos ambientais à sociedade e para que a sustentabilidade da agricultura seja alcançada de forma plena.

Referência

TILMAN, D.; CASSMAN, K.G.; MATSON, P.A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, London, v. 418, n. 6898, p. 671-677, 2002.