



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**MUDANÇAS DE USO DA TERRA NA PAISAGEM CULTURAL. CASO DE
ESTUDO: MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS, SP.**

IMYRA MAÍRA MARTINS DE SOUZA

SÃO CARLOS - SP

2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

MUDANÇAS DE USO DA TERRA NA PAISAGEM CULTURAL. CASO DE
ESTUDO: MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS, SP.

IMYRA MAÍRA MARTINS DE SOUZA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, Área de Concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientação: Prof. Dr. José Eduardo dos Santos
Co-orientação: Prof. Dra. Ângela Terumi Fushita

SÃO CARLOS

2016

Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da Biblioteca Comunitária UFSCar
Processamento Técnico
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

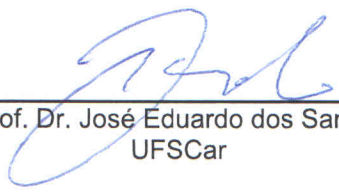
S729m Souza, Imyra Maíra Martins de
Mudanças de uso da terra na paisagem cultural.
Caso de estudo : município de São Carlos, SP / Imyra
Maíra Martins de Souza. -- São Carlos : UFSCar, 2016.
63 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São
Carlos, 2015.

1. Naturalidade. 2. Vulnerabilidade. 3.
Indicadores de sustentabilidade. 4. Conservação da
biodiversidade. I. Título.

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Imyra Maíra Martins de Souza, realizada em 30/11/2015:



Prof. Dr. José Eduardo dos Santos
UFSCar



Profa. Dra. Adriana Maria Zalla Catojo
UFSCar



Prof. Dr. Yuri Tavares Rocha
USP



Prof. Dr. Edson Montilha de Oliveira
Fundação Florestal



Profa. Dra. Helena Dutra Lutgens
IF

Dedico esta tese de doutorado para
minha avó, Milú.

AGRADECIMENTOS

Esta tese não seria possível sem a colaboração e apoio de várias pessoas:

Ao professor José Eduardo, por todo conhecimento, disponibilidade e sabedoria;

À Ângela Terumi Fushita, pela amizade, conselhos, ensinamentos e jantas no japonês;

À professora Ana Teresa Lombardi;

Aos meus colegas de laboratório: Rodrigo, Day, Camila, Mayra, Lizi, Rômulo, Duda;

Ao Luizinho, por toda a ajuda;

Ao meu namorado, Tiago, por sempre me apoiar e estar ao meu lado.

À minha família, por tudo.

RESUMO

A complexidade e a interação dos problemas ambientais têm direcionado os estudos de estrutura da paisagem enfatizando escalas espaciais amplas, relacionados aos efeitos ecológicos dos padrões espaciais dos ecossistemas. As alterações na paisagem resultam no comprometimento do capital natural e das funções ecossistêmicas que regulam ou modulam os bens e serviços proporcionados ao bem-estar humano, suportados pelas propriedades e/ou processos físicos, biológicos ou químicos que ocorrem nos sistemas naturais. Para a compreensão das trajetórias dos processos naturais e antrópicos da paisagem, muitos estudos têm abordado os modelos baseados na dinâmica dos usos e cobertura da terra, que permitem evidenciar os possíveis caminhos da transformação da paisagem e dessa forma avaliar implicações no cenário de sustentabilidade ambiental ao longo do tempo. Dessa forma, esta tese pretende a elaboração de cenários e projeções dos padrões da paisagem resultantes da interação sociedade-natureza, com base em indicadores estruturais da paisagem do Município de São Carlos, embasando a discussão sobre as alterações do capital natural na capacidade de sustentabilidade em proporcionar serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: naturalidade; vulnerabilidade, indicadores de sustentabilidade; conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

The complexity and interaction of environmental problems have directed the landscape structure studies, which emphasizes broad spatial scales related to ecological effects of spatial patterns of the ecosystems. Changes in the landscape result in the impairment of natural capital and ecosystem functions that regulate or modulate the goods and services provided to human well-being, supported by the properties and/or physical, biological or chemical processes that occur in natural systems. For understanding the trajectories of natural and anthropogenic processes of landscape, many studies have addressed the models based on land use and land cover dynamics, which reflect the potential of the landscape transformation and thus assess implications for environmental sustainability scenario to over time. Thus, this thesis aims to draw up scenarios and projections of landscape patterns resulting from the interaction society and nature, based on structural indicators of the municipality of San Carlos landscape, basing the discussion on changes in natural capital in sustainable capacity in provide ecosystem services.

Key-words: naturalness, vulnerability; sustainability indicators; biodiversity conservation

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1. OBJETIVOS	14
1.1.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
1.2. ESTRUTURA DA TESE	14
1.2.1. CAPÍTULO 1: MUDANÇAS NA PAISAGEM E CLASSIFICAÇÃO DOS ECOSISTEMAS NO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS, SP.	15
1.2.2. CAPÍTULO 2: QUANTIFICAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA NA ANÁLISE DA PAISAGEM CULTURAL	15
1.2.3. CAPÍTULO 3: TRAJETÓRIA DA COBERTURA FLORESTAL E AGRÍCOLA. A COMPREENSÃO LOCAL DAS MUDANÇAS DO USO DA TERRA.	
16	
1.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	17
2. CAPÍTULO 1: MUDANÇAS NA PAISAGEM E CLASSIFICAÇÃO DOS ECOSISTEMAS NO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS, SP.	19
2.1. INTRODUÇÃO	21
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	23
2.2.1. Área de estudo	23
2.2.2. Dinâmica dos usos da terra	24
2.3. RESULTADOS e DISCUSSÃO	1
2.3.1. Mudanças na cobertura da terra	1
2.4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	9
3. CAPÍTULO 2: QUANTIFICAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NA ANÁLISE DE UMA PAISAGEM CULTURAL.	12
3.1. INTRODUCTION	14
3.2. METHODS	15
3.2.1. Characterization of the study area	15
3.2.2. Land use dynamics	17
3.2.3. Structural landscape indicators	18
3.2.4. Forecasted environmental sustainability scenarios	20
3.3. RESULTS AND DISCUSSION	21

3.3.1. Land Use.....	21
3.3.2. Landscape Sustainability Index	24
3.4. REFERENCES	32
4. CAPÍTULO 3: HISTORY OF FOREST AND AGRICULTURE LAND COVER: A LOCAL UNDERSTANDING OF LAND USE CHANGE	39
4.1. INTRODUCTION	41
4.2. MATERIAL AND METHODS	42
4.2.1. Study area	42
4.2.2. Methods	43
4.3. RESULTS AND DISCUSSION.....	45
4.4. CONCLUSION	56
4.5. REFERENCES	58
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização do município de São Carlos, SP.	23
Figura 2. Dinâmica espacial e temporal do território municipal de São Carlos (SP) para os anos de 1989 (a), 1994 (b), 1999 (c), 2004 (d), 2009 (e) e 2014 (f), considerando quatro tipos de Ecossistemas (Aquáticos, Naturais, Antropogênicos Agrícolas e Antropogênicos Não-agrícolas), com base na predominância de componentes naturais e culturais.	2
Figura 3. Location of São Carlos municipality, SP, and a detailed representation of the sub-basin boundaries: Ribeirão das Guabiobas (1), Ribeirão das Cabaceiras (2), Ribeirão de Araras (3), Rio Mogi-Guaçu (4), Rio do Quilombo (5), Chibarro (6), Ribeirão do Pântano (7), Monjolinho (8), Jacaré-Guaçu (9), and Feijão (10).....	16
Figura 4. Land use dynamics (ha and %) in the São Carlos municipality (São Paulo, Brazil) in 1989 (a), 2004 (b), and 2014 (c).	22
Figura 5. Spatial representation of Urbanity Index (UI) and the Landscape Vulnerability Index (LVI) values resulting from various land use change scenarios for São Carlos municipality (SP). The legend represents the urbanity (1989a, 2004b and 2014c) and landscape vulnerability (1989d, 2004e e 2014f) range values, maximum (1) and minimum (0), related to the extent to which the landscape was occupied by anthropic systems and the capacity for mitigating impacts, respectively.....	25
Figura 6. The results of environmental sustainability scenarios resulting from Urbanity Index (UI) and Landscape Vulnerability Index (LVI) values for each sub-basin in the São Carlos municipality in 1989 (a) 2004 (b) and 2014 (c). Sub-basins: Ribeirão das Guabiobas (1), Ribeirão das Cabaceiras (2), Ribeirão de Araras (3), Rio Mogi-Guaçu (4), Rio do Quilombo (5), Chibarro (6), Ribeirão do Pântano (7), Monjolinho (8), Jacaré-Guaçu (9), Feijão (10).	27

Figura 7. Boxplots with median Urbanity Index (UI) (**a, b** and **c**) and Landscape Vulnerability Index (LVI) (**d, e** and **f**) values for 1989 (**a** and **d**), 2004 (**b** and **e**) and 2014 (**c** and **f**). Numbers on the x-axis represent the sub-basins of the São Carlos municipality: (1) Ribeirão de Araras, (2) Cabaceiras, (3) Chibarro, (4) Feijão, (5) Ribeirão das Guabiobas, (6) Jacaré-Guaçú, (7) Mogi-Guaçú, (8) Monjolinho, (9) Quilombo, (10) Ribeirão dos Pântano.28

Figura 8. Location of São Carlos municipality, SP, Brazil.43

Figura 9. Land use and cover changes in São Carlos municipality for a) 1965, b) 1989 and c) 2014.48

Figura 10. Land use classification trajectories for 1965 – 1989 – 2014 in the São Carlos municipality. “F” refers to forest, “A” agriculture, and “O” to other use classes (settlement, road network, industrial complexes, mining areas, and water bodies).49

Figura 11. Forest land use trajectory during 1965–1989-2014 in the São Carlos municipality. “F” refers to forest, “A” agriculture, and “O” other use classes.52

Figura 12. Legally protected areas in São Carlos municipality (Legal Reserves and Areas of Permanent Preservation) (ha and %).53

Figura 13. Establishment period of Legal Reserve areas and forest trajectory area in São Carlos municipality between 1989 - 2014.54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação dos tipos de ecossistemas da paisagem do município de São Carlos (SP). Fotos tiradas em abril de 2014.	1
Tabela 2. Tipos de Ecossistemas e de usos e cobertura da terra e suas respectivas áreas identificados no município de São Carlos (SP), para os anos de 1989, 1994, 1999, 2004, 2009 e 2014.	3

1. INTRODUÇÃO GERAL

Estudos recentes revelaram os impactos ambientais do uso de terra ao longo de escalas globais até escalas locais, que vão desde mudanças climáticas regionais, no ciclo hidrológico e do carbono, até o declínio na biodiversidade através da perda e fragmentação de habitats, degradação do solo e da água e super-exploração de espécies nativas (Lambin et al 2003; Foley et al 2005). Isto mostra que os problemas ambientais estão se tornando cada vez mais complexos, interativos e globais, fazendo com que estudos de conservação se movam para escalas cada vez mais amplas, como a estrutura da paisagem (Baker, 1992).

A ecologia de paisagem tornou-se uma área de estudo com um desenvolvimento acelerado a partir da metade da década de 80 do século passado, parcialmente, devido a inserção da análise espacial e da modelagem junto a pesquisa ecológica (Li & Wu, 2004).

Uma paisagem é resultado da sucessão de estados em um intervalo de tempo e sua constante evolução pode conduzir a impactos ecológicos (Forman & Gordon, 1986). Suas alterações possuem um efeito profundo nas funções ecossistêmicas e podem regular ou modular os benefícios que a sociedade obtém de propriedades e/ou processos físicos, biológicos ou químicos que ocorrem nos sistemas naturais (Mitsova *et al.*, 2011).

Atividades socioeconômicas têm sido um dos fatores mais importantes para a mudança na trajetória do uso de terra. No lugar de séries de dados temporais de mudança em imagens de satélite, pesquisadores estão mais focados em mudanças nas trajetórias do uso de terra. (Mukesh and Vozenilek 2014).

A análise abrangente da cobertura de terra fornece a dinâmica temporal e a natureza de sua mudança e também pode proporcionar novas informações sobre o tipo de mudança na paisagem (Borri and Vozenilek 2014).

A configuração futura da paisagem (Ahmed et al. 2013), com base nas projeções e cenários obtidos na dinâmica dos usos da terra, pode ser utilizada para auxiliar no entendimento geral da relação de padrões espaço-temporais, fatores diretos e indiretos de pressão e impactos ecológicos de uso da terra e mudanças em sua cobertura. Também possibilitam esclarecer aspectos sobre a relação entre biodiversidade, função ecossistêmica, condições ambientais, além de padrões de mudança na cobertura da terra, e por fim possibilitar a compressão e previsão dos efeitos ecológicos e ambientais em múltiplas escalas (Wu, 2013).

A análise da trajetória é uma nova abordagem para a pesquisa em mudanças de cobertura da terra, com base em cada pixel na série temporal (Skalos & Engstova 2010) desenvolvido para o mapeamento a longo prazo. A trajetória temporal está sendo utilizada para identificar as tendências de uso de terra ao longo do tempo e a relação entre os fatores que moldam a relação homem-meio ambiente e sua influência dentro de uma determinada região (Boori & Amaro, 2011).

O município de São Carlos possui aspectos histórico-sociais bem típicos da região noroeste do Estado de São Paulo. Seu desenvolvimento iniciou-se no final do século XVIII e foi elevada ao status de cidade após a expansão das plantações de café, que marcou o início da primeira atividade econômica importante do Município (IBGE, 2016). Tal atividade, combinada com a imigração – principalmente alemã - permitiu o desenvolvimento e crescimento da cidade. Atualmente, a cidade se destaca principalmente pelo plantio de cana-de-açúcar, para a produção de combustível. Desta forma, neste estudo, utilizamos o Município de São Carlos como meio de

estudar a modificação de suas paisagens ao longo dos anos, e para isto, foram gerados cenários e projeções dos padrões da paisagem resultantes da interação sociedade-natureza.

1.1. OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo gerar cenários e projeções dos padrões da paisagem resultantes da interação sociedade-natureza e embasar a discussão sobre as alterações nas funções e serviços ecossistêmicos do Município de São Carlos.

1.1.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Discutir a dinâmica de uso e ocupação da terra e as implicações das mudanças nos componentes, natural e antropogênico, do território municipal de São Carlos no intervalo de tempo de 1989 a 2014, para os anos de 1989, 1994, 1999, 2004, 2009 e 2014.
- Utilizar indicadores estruturais da paisagem para a quantificação da sustentabilidade do território municipal de São Carlos no período de 25 anos (1989, 2004 e 2014);
- Analisar a trajetória dos principais tipos de uso e cobertura da terra, natural, antropogênico e outros, do território municipal de São Carlos no período de 50 anos (1965, 1989 e 2014);

1.2. ESTRUTURA DA TESE

A tese foi estruturada em três capítulos, escritos na forma de artigos científicos independentes. Cada um deles possui sua própria introdução ao assunto abordado, descrição

metodológica, discussão dos resultados obtidos e suas respectivas conclusões. Ao final dos três artigos são apresentadas as considerações finais dos principais resultados da tese.

1.2.1. CAPÍTULO 1: MUDANÇAS NA PAISAGEM E CLASSIFICAÇÃO DOS ECOSISTEMAS NO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS, SP.

A área de estudo, Município de São Carlos, SP, foi investigada utilizando os parâmetros de uso e ocupação da terra de uma série temporal, 1989, 1999, 2004, 2009 e 2014, bem como dos resultados relatados por SOARES et al (2003) e FUSHITA (2011).

Os mapas de uso e ocupação da terra para os anos 1989, 1999, 2004, 2009 e 2014 foram elaborados utilizando imagens LANDSAT-5 sensor TM e LANDSAT-8 (apenas para 2014), subsidiado pela base de dados do município de São Carlos, disponível no Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental (LAPA/UFSCar), relacionada à caracterização ambiental (hidrografia, malha viária, hipsometria, geologia, pedologia e uso e ocupação da terra para a série temporal de 1989, 1999, 2004, 2009 e 2014).

1.2.2. CAPÍTULO 2: QUANTIFICAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA NA ANÁLISE DA PAISAGEM CULTURAL

Processos que atuam na interação sociedade-natureza imprimem os tipos de uso da terra que definem o padrão espacial das paisagens culturais com valores estéticos, econômicos e ecológicos e culturais, resultando em degradação do habitat, perda de solo e empobrecimento dos ecossistemas naturais. Estes processos comprometem a sustentabilidade ambiental e o capital natural que proporciona os serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano. O Índice de Urbanidade e o Indicador de Vulnerabilidade da Paisagem foram utilizados para a quantificação da paisagem cultural, no período de 1989, 2004 e 2014 e para identificar cenários para a

biodiversidade, além de produzir uma escala para quantificar o desempenho da sustentabilidade ecológica. Para identificar os tipos de usos da terra foram utilizadas imagens Landsat 5 TM para os anos de 1989, 2004 e 2014. Os tipos de usos da terra refletem a naturalidade e vulnerabilidade da paisagem e os indicadores refletem um aspecto fundamental da interação natureza-sociedade sobre as consequências da intensidade do uso da terra nas perdas de hábitat, da naturalidade e da resiliência da paisagem cultural. Além disso, são úteis para divulgar os problemas relacionados com a complexidade e sustentabilidade ecológica da paisagem do município de São Carlos para os tomadores de decisão e para a sociedade.

1.2.3. CAPÍTULO 3: TRAJETÓRIA DA COBERTURA FLORESTAL E AGRÍCOLA. A COMPREENSÃO LOCAL DAS MUDANÇAS DO USO DA TERRA.

O conceito de mudança de trajetória tem atraído muita atenção do ponto de vista teórico, sendo usado para descrever a tendência do uso e cobertura da terra através de perfis de dados multitemporais. Estas trajetórias definem as tendências, ao longo do tempo, das interações entre os fatores que interferem na interação entre a sociedade e o ambiente e os seus efeitos em uma determinada região. Estas trajetórias assumem diferentes formas e dependem das circunstâncias regionais e das políticas governamentais.

A área de estudo compreende o limite territorial do município de São Carlos, operacionalizando a trajetória das mudanças dos principais tipos de usos da terra (natural, antropogênico e outros), ao longo de um período de 50 anos (1965 – 2014). Este estudo ressalta a importância de compreender a importância da dinâmica da paisagem para propósitos de sustentabilidade e conservação.

1.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMED, B., AHMED, R., ZHU, X. 2013. Evaluation of Model Validation Techniques in Land Cover Dynamics. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 2: 577-597.

BAKER, W. 1992. The Landscape Ecology of Large Disturbances in the Design and Management of Nature Reserves. *Landscape Ecology*, 7 (3): 181-194.

BORRI MS and VOZENILEK V, 2014. Remote Sensing and Land Use/land Cover Trajectories. *J. Geophys Remote Sensing* 3: 123. doi:10.4172/2169-0049.1000123.

BOORI MS and AMARO VE, 2011. Natural and eco-environmental vulnerability assessment through multi-temporal satellite data sets in Apodi valley region, Northeast Brazil. *Journal of Geography and Regional Planning* 4: 216-230.

FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N., SNYDER, P.K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-574.

FORMAN, R.T., GORDON M. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, New York.

FUSHITA, A.T., 2011. Padrão Espacial e Temporal das Mudanças de Uso da Terra e sua Relação com Indicadores de Paisagem. Estudo de Caso: Bacia Hidrográfica do Médio Rio Mogi-Guaçu Superior (SP). Tese doutorado. Universidade Federal de São Carlos. São Paulo.

LAMBIN E F, GEIST HJ and LEPERS E. 2003. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 205 – 241.

Li, H.; Wu, J. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19: 389–399.

MITSOVA D., SHUSTER W., WANG, X. 2011. A cellular automata model of land cover change to integrate urban growth with open space conservation. *Landscape and Urban Planning*, 99: 141–153.

SKALOS J and ENGSTOVA B. 2010. Methodology for mapping non-forest wood elements using historic cadastral maps and aerial photographs as a basis for management. *Journal of Environmental Management* 91: 831-843.

SOARES JJ, SILVA DW AND LIMA MIS. 2003. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. *Braz. J. Biol.* 63(3): 527-536.

TURNER II BL, KASPERSON RE, MATSONE PA, MCCARTHY JJ, CORELL RW, CHRISTENSENE L, ECKLEY N, KASPERSON JX, LUERSE A, MARTELLOG ML, POLSKYA C, PULSIPHER A, AND SCHILLER A. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability Science. *PNAS* 100 (14): 8074-8079.

WIENS JA, STENSETH NC, HORNE B AND VAN RA. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.

WU, J. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology* 28:1–11 (2013).

ZONNEVELD IS. 1995. *Land ecology: An Introduction to Landscape Ecology as a base for Land Evaluation*. Land management and Conservation. Amsterdam: SPB Academic Publishing.

2. CAPÍTULO 1: MUDANÇAS NA PAISAGEM E CLASSIFICAÇÃO DOS ECOSSISTEMAS NO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS, SP.

RESUMO. Processos que atuam na interação sociedade-natureza imprimem os tipos de uso da terra que definem o padrão espacial das paisagens culturais com valores estéticos, econômicos e ecológicos, resultando em degradação do habitat, perda de solo e empobrecimento dos ecossistemas naturais. Estes processos comprometem a sustentabilidade ambiental e o capital natural que proporciona os serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano. Dessa forma, o estudo da dinâmica dos usos de terra de uma região permite auxiliar planejadores e tomadores de decisão a implementar políticas para o território municipal. O município de São Carlos foi selecionado para este estudo por apresentar um cenário associado a projetos de desenvolvimento que determinam mudanças rápidas no uso da terra, típicas para os municípios da região noroeste do Estado de São Paulo. Para identificar os tipos de usos da terra foram utilizadas imagens Landsat para os anos de 1989, 1994, 1999, 2004, 2009 e 2014. Os resultados relatam duas tendências de mudanças da paisagem: uma redução inicial e progressiva recuperação da área total dos ecossistemas naturais, e um aumento na área total dos sistemas antropogênicos. Essas mudanças temporais e espaciais resultam das ações desenvolvimentistas priorizadas pelos setores governamentais, com destaque para as atividades agrícolas (principalmente o cultivo de cana-de-açúcar), bem como de instrumentos legais assegurando a averbação de Reservas Legais e a implementação de Áreas de Preservação Permanente no município de São Carlos.

Palavras-chave: uso e cobertura da terra; antropização da paisagem; padrão espacial e temporal da paisagem; sustentabilidade ambiental.

ABSTRACT. Landscape change and ecosystem classification in São Carlos municipal district. Processes that act in the society-nature interaction shape the land-use types that define the spatial pattern of cultural landscapes with high aesthetic, economic and ecological values, resulting in habitat degradation, soil loss and natural ecosystems impoverishment. These processes commit the environmental sustainability, and the natural capital that provides the ecosystems services for the human well-being. Thus, the land use dynamics study of a region enables assisting planners and decision makers to implement science-based policies for the municipality. The municipal district of São Carlos was selected for study by presenting a scenery associated to development projects that determine fast changes in the land-use, typical for the municipal districts of the São Paulo province no northwest region. To identify the land-use changes it was used LandSat 5 TM images for the period of 1989, 1994, 1999, 2004, 2009 and 2014. The results showed two main temporary tendencies in the landscape change: the reduction in the total area of natural ecosystems, and an increase in the total area of anthropogenic systems. These temporal and spatial changes resulting from the regional development actions mainly related to the reduction of anthropogenic agricultural area and a consequent improvement in qualitative integrity of forest fragment São Carlos and expansion of non-agricultural anthropic areas. Besides, they are useful to bring out problems related to the complexity of the landscape ecological sustainability of the São Carlos municipal district for decision makers and to the society.

Key-words: land and cover use; landscape anthropization; spatial and temporal pattern of the landscape; environmental sustainability.

2.1.INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais estão se tornando cada vez mais complexos, interativos e globais, induzindo os estudos de conservação para escalas da paisagem cada vez mais amplas (Baker, 1992). Uma unidade de gerenciamento da paisagem resulta de uma sucessão de estados em um intervalo de tempo que pode conduzir a impactos ecológicos (Forman & Gordon, 1986). Essas mudanças influenciam a continuidade e a manutenção das funções ecossistêmicas, além de regular ou modular os benefícios que a sociedade obtém das propriedades e/ou processos físicos, biológicos ou químicos que ocorrem nos sistemas naturais (Mitsova *et al.*, 2011).

As mudanças no uso de terra em escala global nos últimos 50 anos resultaram na melhoria do bem-estar humano e do desenvolvimento econômico, causando, entretanto, sérios problemas ambientais (MEA 2005; Perez-Soba et al, 2008).

As atividades de uso do solo que convertem paisagens naturais para o uso humano, assim como aquelas relacionadas a práticas de manejo em áreas antropizadas, transformaram uma grande proporção da superfície do planeta. Ao remover florestas tropicais, praticar agricultura de subsistência, intensificar a produção agrícola, ou expandir centros urbanos, as ações humanas estão mudando a paisagem global de forma aguda. Embora as práticas de uso da terra sejam muito diversificadas para as diferentes regiões do mundo, o resultado final é geralmente o mesmo: a aquisição de recursos naturais para as necessidades humanas imediatas, muitas vezes, às custas da degradação das condições ambientais (Foley et al. 2005).

Paisagens mudam através de práticas de uso de terra (Kienast 1993) resultantes das interações entre fatores abióticos e socioeconômicos (Forman 1995; Zonneveld 1995), devido à cultura rural e diferente tipos de tecnologia agrícola (Bowman et al. 2001; Chen et al. 2001; Hietala-Koivu 2002).

A antropização da paisagem em resposta aos fatores socioeconômicos define o uso e cobertura da terra e o padrão espacial e temporal dos recursos naturais (Forman 1995; Irwin and Geoghegan 2001; Blasi et al. 2003; Acosta et al. 2005). Os recursos naturais, por sua vez, definem os padrões espaciais da paisagem cultural, que são diversas em valores estéticos, econômicos e ecológicos, e resultam na degradação de habitats, perda de solo e empobrecimento dos sistemas suporte de vida (Haberl et al., 2004). Tais processos interferem com a sustentabilidade, uma vez que esgotam o capital natural, que proporciona os bens e serviços decorrentes dos diferentes usos de terra, que resultam das questões econômicas, ambientais e sociais mais relevantes de uma região, possibilitando a identificação de funções ambientais que são comprometidas ou favorecidas em diversos cenários de mudança de uso da terra (Perez-Soba et al., 2008; Pereira et al. 2010).

A análise de mudanças temporais e espaciais do uso e cobertura da terra é essencial para o planejamento da paisagem direcionado à conservação dos sistemas suporte de vida (Christensen et al. 1996; Blasi et al. 2003; Haberl et al. 2004).

Com base nas informações dos atributos físicos da paisagem, é possível compreender as limitações determinadas aos usos de terra e ainda determinar suas mudanças. Para isto, é fundamental disponibilizar essas informações em formato digital, além associá-las ao uso de técnicas de geoprocessamento, que permitam detectar e monitorar as mudanças na paisagem, além de contribuir para a tomada de decisões embasadas e responsáveis.

Este estudo teve como objetivo identificar as mudanças do uso da terra em termos dos tipos de ecossistemas resultantes na paisagem, com relação à intensidade e à dinâmica do uso e cobertura da terra, no período entre 1989 a 2014, na perspectiva de compreender a dinâmica dos distúrbios antrópicos no comprometimento das áreas ocupadas pelos sistemas suporte de vida do

município de São Carlos (SP). O município de São Carlos foi selecionado para estudo por apresentar um cenário de antropização, decorrente das ações desenvolvimentistas locais que determinam mudanças rápidas no uso da terra, característico dos municípios da região noroeste do estado de São Paulo.

2.2.MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Área de estudo

O município de São Carlos conta com uma área física de 1.136,907 km² e possui uma população total de 241.389 habitantes (IBGE, 2015), está localizado na região noroeste estado de São Paulo, Brasil, entre as coordenadas 47°30' e 48°30' Longitude Oeste e 21°30' e 22°30' Latitude Sul (**Figura 1**).

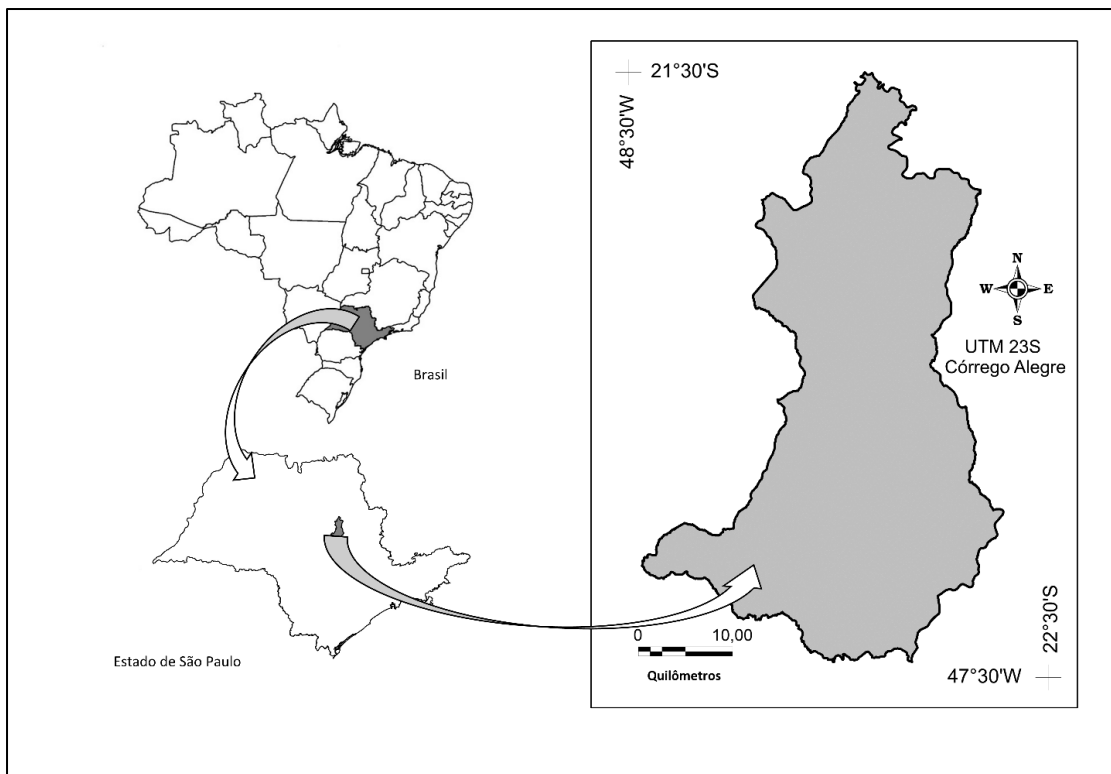


Figura 1. Localização do município de São Carlos, SP.














2.2.2. Dinâmica dos usos da terra

A análise da sequência histórica dos usos e cobertura da terra pelo uso de imagens é um método importante para determinar o padrão espacial e temporal da cobertura da terra na escala da paisagem. Para identificar a dinâmica dos usos e cobertura da terra foram utilizadas imagens LandSat 5 TM com resolução espacial de 30 m, referentes à órbita 220 e ponto de passagem 75, com datas de passagem 24 de outubro de 1989, 20 de setembro de 1994, 2 de setembro de 1999, 30 de agosto de 2004, 25 de agosto de 2009 e imagem de satélite LandSat-8 sensor OLI, com resolução espacial de 30 m, órbita 220 e ponto de passagem 75, de 07 de junho de 2014.

Em ambiente SIG ENVI 4.8 foram geradas imagens através da composição falsa cor das bandas 5, 4 e 3, respectivamente, nos canais RGB. A classificação qualitativa e quantitativa dos tipos de uso e ocupação da terra foi obtida com base na interpretação visual (manual), efetuada através do software Mapinfo 11.0. Para esta metodologia de classificação, foram elaboradas legendas para as imagens de satélite dos seis anos estudados (1989, 1994, 1999, 2004, 2009 e 2014) e a categorização dos usos da terra foi discriminada com base nos critérios tonalidade, textura e contexto (Crosta 1992; Moreira 2011). Durante a classificação da imagem de 2014 foram realizadas saídas de campo para o reconhecimento e esclarecimentos dos tipos de uso de terra atuais (**Tabela 1**), de registros fotográficos e de coordenadas geográficas. Após esta categorização e edições necessárias o resultado sofreu uma análise final para conferência.

Com base no mapeamento dos usos da terra para os anos de 1989, 1994, 1999, 2004, 2009 e 2014 foi efetuada uma classificação ecossistêmica das unidades (áreas) identificadas, com base em critérios relacionados à perda de naturalidade e na capacidade de auto-regulação dos ecossistemas, definidas com base em um gradiente de predominância de componentes naturais e culturais na paisagem (Haber, 1994). A classificação ecossistêmica foi operacionalizada em dois

Tabela 1. Classificação dos tipos de ecossistemas da paisagem do município de São Carlos (SP). Fotos tiradas em abril de 2014.

Tipos de Ecossistemas	Tipos de uso e cobertura da Terra				
Natural	Mata Secundária		Cerrado		Campo Sujo
					
	Pastagem	Ciclo Curto	Agricultura Perene	Silvicultura	Propriedades rurais
Antrópico Agrícola					
	Loteamento	Urbanização		Mineração	
Antrópico Não-agrícola					
	Rios e Lagos			Áreas alagadas	
Ambiente Aquático					

níveis hierárquicos de detalhamento: um nível primário relacionado à classificação dos tipos de ecossistemas, e um nível secundário envolvendo os tipos de uso e cobertura de terra destes ecossistemas.

2.3. RESULTADOS e DISCUSSÃO

2.3.1. Mudanças na cobertura da terra

A ocupação espacial do município de São Carlos, historicamente tem apresentado usos da terra bastante diferenciados como reflexo das ações desenvolvimentistas priorizadas pelos setores governamentais, com destaque para as atividades agrícolas (principalmente o cultivo de cana-de-açúcar).

Para compreender de forma mais ampla a influência do processo de transformação da paisagem do município ao longo de 25 anos, foram identificados quatro tipos de ecossistemas (Natural, Antrópico Agrícola, Antrópico Não-Agrícola e Ambientes Aquáticos), posteriormente agrupados em 13 tipos de uso e cobertura da terra: Mata Secundária, Campo Sujo, Cerrado, Pastagem, Ciclo Curto, Cultura Perene, Silvicultura, Pequenas Propriedades Rurais, Loteamento (locais separados para uma posterior construção), Urbanização, Mineração, Rios e Lagos e Áreas Alagadas (**Tabela 2**), para o período de 1989 a 2014. A representação espacial e temporal dos quatro tipos de ecossistemas (Natural, Antrópico Agrícola, Antrópico Não-Agrícola e Ambientes Aquáticos), para o período de 1989 a 2014, está representada na **Figura 2**.

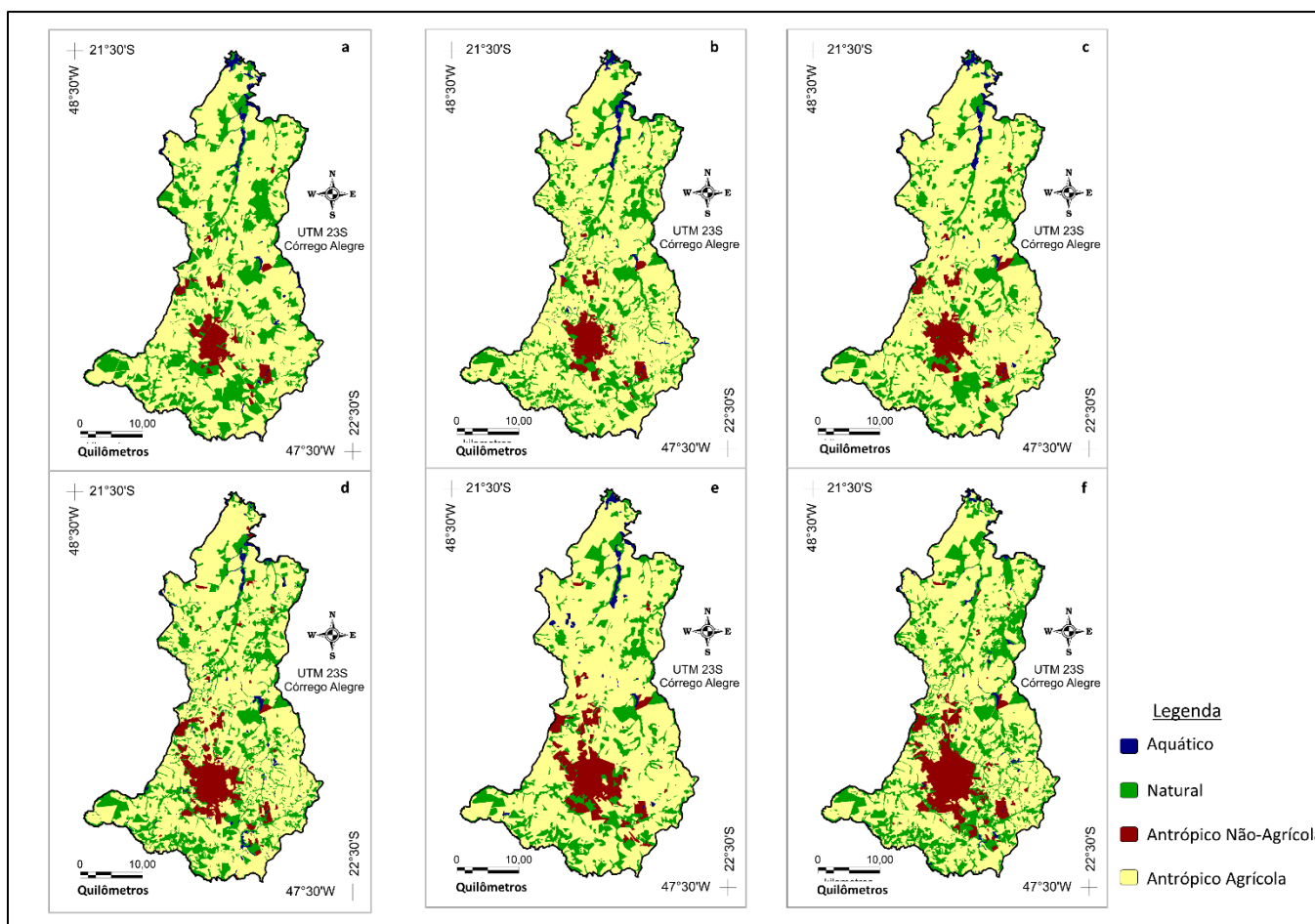


Figura 2. Dinâmica espacial e temporal do território municipal de São Carlos (SP) para os anos de 1989 (a), 1994 (b), 1999 (c), 2004 (d), 2009 (e) e 2014 (f), considerando quatro tipos de Ecossistemas (Aquáticos, Naturais, Antropogênicos Agrícolas e Antropogênicos Não-agrícolas), com base na predominância de componentes naturais e culturais.

Tabela 2. Tipos de Ecossistemas e de usos e cobertura da terra e suas respectivas áreas identificados no município de São Carlos (SP), para os anos de 1989, 1994, 1999, 2004, 2009 e 2014.

Tipos de Ecossistemas	Tipos de uso e cobertura da terra	1989		1994		1999		2004		2009		2014	
		Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Natural	Mata Secundária	11.295,48	9,94	14.182,12	12,46	14.289,98	12,57	16.726,53	14,71	14.549,83	12,79	16.379,40	14,41
	Cerrado	13.304,04	11,70	11.428,15	10,04	7.656,78	6,74	7.853,66	6,91	7.865,31	6,91	13.375,95	11,77
	Campo Sujo	5.956,24	5,24	1.456,22	1,28	2.039,69	1,79	2.036,50	1,79	478,93	0,42	771,55	0,68
	Subtotal	30.555,76	26,88	27.066,49	23,78	23.986,45	21,10	26.616,68	23,40	22.894,07	20,12	30.526,91	26,85
Antrópico Agrícola	Pastagem	10.475,58	9,22	13.829,74	12,15	10.094,60	8,88	11.919,65	10,48	6.696,13	5,89	10.085,71	8,87
	Ciclo Curto	55.570,54	48,89	60.834,49	53,45	63.175,80	55,57	56.532,85	49,71	61.117,15	53,72	55.826,37	49,11
	Agricultura Perene	5.095,34	4,48	2.155,97	1,89	3.315,35	2,92	5.649,57	4,97	7.127,55	6,26	2.862,66	2,52
	Silvicultura	2.915,55	2,56	2.395,01	2,10	2.566,60	2,26	2.751,38	2,42	2.125,11	1,87	2.149,51	1,89
	Propriedades Rurais	1.932,38	1,70	77,12	0,07	2.434,77	2,14	7,23	0,01	2.186,60	1,92	49,39	0,04
	Subtotal	75.989,38	66,85	79.292,32	69,67	81.587,11	71,77	76.860,67	67,58	79.252,53	69,66	70.973,64	62,43
Antrópico Não-agrícola	Loteamento	47,34	0,04	1.351,70	1,19	0,00	0,00	2.520,50	2,22	458,28	0,40	1.219,05	1,07
	Urbanização	4.978,65	4,38	4.185,67	3,68	6.525,12	5,74	5.610,47	4,93	9.299,22	8,17	9.002,92	7,92
	Mineração	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	416,27	0,37
Subtotal	5.025,99	4,42	5.537,37	4,87	6.525,12	5,74	8.130,97	7,15	9.757,50	8,58	10.638,24	9,36	
Ambiente Aquático	Rios e Lagos	467,78	0,41	524,63	0,46	407,23	0,36	685,35	0,60	464,94	0,41	786,20	0,69
	Áreas Alagadas	1.631,26	1,44	1.396,63	1,23	1.178,13	1,04	1.436,69	1,26	1.409,22	1,24	751,81	0,66
Subtotal	2.099,04	1,85	1.921,26	1,69	1.585,35	1,39	2.122,04	1,87	1.874,16	1,65	1.538,01	1,35	
Total		11.3670,17	100,00	11.3817,45	100,00	11.3684,03	100,00	11.3730,37	100,00	11.3778,26	100,00	11.3676,80	100,00

Ecossistemas Naturais compreendem os Sistemas Suporte de Vida da paisagem com predomínio dos componentes naturais e de processos biológicos. Ecossistemas Antrópicos Agrícolas compreendem as áreas intencionalmente estabelecidas para as atividades agropecuárias, basicamente dependentes do controle e manejo humano. Ecossistemas Antrópicos Não-agrícolas compreendem as áreas urbano-industriais com predomínio de estruturas e processos tecnológicos. Ecossistemas Aquáticos compreendem os rios e lagos presentes no município, além das áreas alagadas. A extensão e a alteração das áreas destes usos no período de 1989 – 2014 está apresentada na **Tabela 2**.

A classe Ecossistema Natural está representada pelos tipos fitofisionômicos Mata Secundária, Cerrado e Campo Sujo (**Tabela 2**). Apesar dos valores totais ocupados por essas áreas serem bem próximos em 1989 e em 2014 (início e término do período estudado, respectivamente), houve uma redução da área desta classe entre 1989 e 1999 (de 26,88% para 21,10%). Em 2009, esta classe atingiu seu menor valor (20,12%). Esta trajetória evidencia que houve uma recomposição da Área de Ecossistema Natural no período estudado; em 1989 esta classe ocupava 30.555,76 ha da área total do território municipal, enquanto que em 2014, esta área apresentou um ligeiro decréscimo para 30.526,91 ha. Esta recomposição pode estar relacionada primeiramente à mecanização da agricultura, que impede o plantio em áreas declivosas (com um declive superior a 8-10%) (Baptista & Neto, 2005) e também pela averbação de áreas de Reserva Legal no município, além da presença de APPs. É importante ressaltar, entretanto, que mesmo com a recomposição da área natural, não pode ser considerado que a qualidade das áreas recompostas é similar àquela observada em 1989. Em 2014, a classe de ecossistema natural se apresenta mais fragmentada, além de uma composição bastante diferenciada: mata secundária ocupa 14,41% do território

municipal, enquanto que em 1989, ocupava apenas 9,94%; de maneira similar o tipo e cobertura da terra relacionada a campo sujo ocupava 5,24% do território municipal em 1989, passando a ocupar 0,68% em 2014 (**Tabela 2**).

A classe Antrópica Agrícola está representada, pelos usos de terra: Agricultura Perene, Ciclo Curto, Pastagem, Silvicultura e Pequenas Propriedades Rurais (**Tabela 2**). Esta matriz ocupa a maior parte do território municipal em todos os anos estudados, sendo considerada a principal força de mudança direta na paisagem. Em 1989, esta classe ocupava 75.989,38ha da área total do município de São Carlos, e passou a ocupar 70.973,64ha em 2014, sendo culturas de ciclo curto (onde está inserido o solo exposto) o uso mais representativo dessa classe, seguido pela pastagem. Entre os anos de 1989 e 1999 houve um incremento na área de cultivo ciclo curto, relacionado principalmente ao plantio de cana-de-açúcar, ocupando o máximo de cobertura da área total do município, 63.175,8 ha. Em 2014, o total de área coberta pela plantação de ciclo curto foi de 55.826,37ha. Esta redução da atividade agrícola deve-se, em parte, ao fato da paisagem do município, em sua porção sul pertencer a uma região de *cuestas* basálticas, que possuem costas e montes em declives não assimétricos, que impedem a utilização de máquinas para o plantio e colheita de cana-de-açúcar.

A classe Antrópica Não-Agrícola contemplou os usos Urbanização, Loteamento e Mineração, ocupando uma extensão de 5.025,99ha (cerca de 4,42% do território municipal) em 1989, enquanto que em 2014, essa área aumentou para 10.638,24ha (9,36% do território municipal) (**Tabela 2**). Apesar de ser o tipo de uso que apresentou maior índice de crescimento durante o período estudado, este não corresponde ao principal fator de pressão de mudança na paisagem do município. O uso mineração (relacionando com a retirada de areia) foi observado apenas em 2014, possivelmente pela melhoria da resolução do satélite, já que a imagem deste ano foi obtida pelo

LANDSAT-8. O aumento do uso antrópico não-agrícola está diretamente relacionado com o crescimento demográfico, que no período de 1991 a 2014, aumentou de 158.221 para 238.958 habitantes (aumento de 66% da população total) (IBGE, 2015). A direção predominante dessa expansão está ocorrendo na direção Noroeste-Sudoeste, direção definida pelo plano diretor da cidade de São Carlos (<http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/utilidade-publica/plano-diretor.html>).

Entretanto, nem sempre o crescimento populacional está diretamente relacionado com a perda de florestas em condições locais. Em alguns casos é possível perceber que a melhoria no manejo das florestas e a restauração de cobertura florestal está associada com a densidade populacional. Há uma percepção comum de que as florestas são fontes ilimitadas de recursos em áreas com baixa densidade populacional, e isto pode resultar na difusão do desmatamento e na falta de instituições para regular o acesso aos recursos florestais (Interações Homem-Ambiente em Ecossistemas Florestais) (dos Santos, 2011).

De modo contrário ao apontado para a atual condição dos ecossistemas do mundo (MEA, 2005), o município de São Carlos evidencia, no período de 25 anos, pouca mudança entre os totais de áreas antrópicas agrícolas e áreas naturais. Entretanto, considerando o total de uso antrópico (agrícola e não agrícola) este ocupa cerca de 71,27% da área do Município de São Carlos em 1989 e 71,79% em 2014, o que mostra a condição de antropização da paisagem do Município de São Carlos.

A classe Ambiente Aquático está representada por rios e lagos, além de represas e áreas alagadas. Esta classe apresentou uma pequena variação nas áreas ocupadas por cada tipo de uso de terra, mantendo uma média de ocupação de 1,63% da área total do território municipal, durante o período estudado. No ano de 2014, este uso atingiu o menor valor de ocupação, cerca de 1,35% (1.538,00ha) da área total território

municipal, condizente com o prolongado período de estiagem iniciado em 2014 (**Tabela 2**).

A transformação e substituição dos Sistemas Suporte de Vida, de forma predominante, pelos Ecossistemas Antropogênicos resultam na perda das formas de biodiversidade (genética, de espécies e de hábitat) que proporcionam os bens e serviços ambientais para o atendimento do bem-estar humano, incluindo as necessidades básicas na forma de alimento, água, substâncias medicinais, etc. A mudança no padrão espacial da paisagem resulta também no aumento de outros serviços ambientais, tais como a produção agrícola e animal, que contribuem com ganhos substanciais ao bem-estar humano e ao desenvolvimento econômico, embora simultaneamente estejam relacionados aos custos ambientais crescentes na forma da perda de habitats e no comprometimento da qualidade ambiental da paisagem. A transformação, em escala regional, dos Sistemas Suporte de Vida para condições cada vez mais antropogênicas, acarreta a diminuição do potencial da sustentabilidade regional, devido a perda dos recursos naturais e das funções ambientais que determinam a qualidade ambiental da paisagem necessária para a manutenção do desenvolvimento econômico e social. A direção principal de expansão da zona urbana da cidade de São Carlos está em concordância com a direção definida no plano diretor da cidade, entretanto é possível observar a expansão em áreas proteção e preservação de mananciais, o que sugere a falta de supervisão por falta do poder executivo municipal (Costa et al. 2012).

A questão primordial da Conservação dos sistemas suporte de vida está pautada na definição do tamanho da área do território municipal que pode ser convertida (alterada) para uso humano, em relação a condição mínima de naturalidade da paisagem assegurada pela continuidade de ecossistemas naturais funcionais. Ou mesmo, quais áreas devem ser conservadas e/ou restauradas para que sejam diminuídas as pressões

sobre a biodiversidade remanescente em uma determinada região, na perspectiva de que sejam reestabelecidos os bens e serviços proporcionados ao bem-estar humano, além de uma maior observância e supervisão das diretrizes presentes no plano diretor municipal de São Carlos.

2.4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACOSTA, A., CARRANZA, M. L., GIANCOLA, M. 2005. Landscape change and ecosystem classification in a municipal district of a small city (Isernia, Central Italy). *Environmental Monitoring and Assessment*, 108: 323-335.

BAPTISTA, P., NETTO, C. 2005. Desenho de ocupação do solo da região da bacia do Guadiana para o ano 2050. *SIG e Ambiente* 13: 129-146.

BAKER, W. 1992. The Landscape Ecology of Large Disturbances in the Design and Management of Nature Reserves. *Landscape Ecology*, 7 (3): 181-194.

BLASI C., SMIRAGLIA D., CARRANZA M.L. 2003. Analisi multitemporale del paesaggio all'interno di un sistema di classificazione gerarchica del territorio: il caso dei Monti Lepini (Italia centrale). *Informatore Botanico Italiano*, 35 (1): 31-41.

BOWMAN, D.M., WALSH, A. AND MILNE, D.J. 2001. Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and 1992 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics. *Global Ecol. Biogeogr.*, 10: 535-548.

CHEN L., BOJIE, FU J. AND QUI, Y. 2001. Land-use change in a small catchment of northern Loess Plateau, China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 86: 163-172.

CHRISTENSEN, N.L., BARTUSKA, A.M., BROWN, J.H., CARPENTER, S., D'ANTONIO, C., FRANCIS, R., FRANKLIN, J.F., MACMAHON, J.A., NOSS, R.F., CROSTA, A.P. 1992. *Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto*. Campinas IG/UNICAMP, 173p.

DOS SANTOS, R.M. 2011. *Padrão Temporal e Espacial das Mudanças de Usos da Terra e Cenários para a Conservação da Biodiversidade Regional do Município de São Félix do Araguaia, MT*. Tese de doutorado.

FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N., SNYDER, P.K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-574.

COSTA, C.W., DUPAS, F.A., PONS, N.A.D. 2012. Regulations of land use and environmental impact: critical evaluation of participatory Master Plan of the city of São Carlos, SP. *Geociências (São Paulo)*, 31 (2): 147-157.

FORMAN, R.T., GORDON M. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, New York.

FORMAN, R.T.T. 1995. *Land Mosaic*. Cambridge University Press.

HABER, W. 1994. System ecological concepts for environmental planning. In: *Ecosystem Classification for Environmental Managemet*. Ed. KLIJN, F. Kluwer Academic Publishers, 49-68.

HABERL, H.; WACKERNAGEL, M.; WRBKA, T. 2004. Land use and sustainability indicators. An Introduction. *Land Use Policy*, v. 21, 193-198.

HIETALA-KOIVU R. 2002. Landscape and modernizing agriculture: A case study of three areas in Finland in 1954–1998. *Agric. Ecosyst. Environ.* 91: 273-281.

IBGE. Resolução Nº 2 de 26 de agosto de 2015. Divulga as estimativas da População, para os estados e Municípios com data de referência em 1º de julho de 2015. *Diário Oficial da União, Brasil*, 28 ago. 2015. Seção 1, p. 115.

IBGE. Cidades em <http://cod.ibge.gov.br/233PR>. Consulta on line. Janeiro 2016.

KIENAST F. 1993. Analysis of historic landscape patterns with a Geographical Information System: A methodological outline. *Landsc. Ecol.* 8: 103-118.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

MITSOVA D., SHUSTER W., WANG, X. 2011. A cellular automata model of land cover change to integrate urban growth with open space conservation. *Landscape and Urban Planning*, 99: 141–153.

MOREIRA M.A. 2011. Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação, 4th ed., Brasil: UFV, 422 p.

PARSONS, D.J., PETERSON, C.H., TURNER, M.G. AND WOODMANSEE, R.G. 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecol. Appl.* 6: 665-691.

PEREZ-SOBA M., PETIT S., JONES L., BERTRAND N., BRIQUEL V., OMODEI-ZORINI L., CONTINI C., HELMING K., FARRINGTON J.H., MOSSELLO M.T., WASCHER D., KIENAST F., de GROOT R. 2008. Land use functions – a multifunctionality approach to assess the impact of land use changes on land use sustainability. In HELMING K, PEREZ-SOBA M, TABBUSH P. Sustainability impact assessment of land-use changes. Springer Berlin Heidelberg. 375 – 404.

PEREIRA H.M., LEADLEY P.W., PROENÇA V., ALKEMADE R., SCHARLEMANN J.P.W., FERNANDEZ-MANJARRÉS J.F., ARAÚJO M.B., BALVANERA P., BIGGS R., CHEUNG W.W.L., CHINI L., COOPER H.D., GILMAN E.L., GUÉNETTE S., HURTT G.C., HUNTINGTON H.P., MACE G.M., OBERDORFF T., REVENGA C., RODRIGUES P., SCHOLLES R.J., SUMAILA U.R., WALPOLE M. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st Century. *Science* 330:1496-1501.

ZONNEVELD, I. S. 1995. Land ecology: An Introduction to Landscape Ecology as a base for Land Evaluation. Land management and Conservation, S.P.B. Academic Publishing, Amsterdam.

3. CAPÍTULO 2: QUANTIFICAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NA ANÁLISE DE UMA PAISAGEM CULTURAL.

RESUMO. **Quantificação da Sustentabilidade Ambiental na Análise de uma Paisagem Cultural.** O uso de terra é moldado pelas interações entre a natureza e sociedade, e estas interações podem inibir a sustentabilidade ambiental e deplecionar o capital natural que provém os serviços ecossistêmicos dos quais os seres humanos dependem. Dois índices estruturais de paisagem (Índice de Urbanidade e Índice de Vulnerabilidade da Paisagem) foram propostos para aumentar a interpretabilidade da avaliação sustentabilidade ambiental dos usos de terra de um município. Uma série temporal de dados de sensoriamento remoto LandSat 5 do Município de São Carlos para os anos de 1989, 2004 e 2014 revelaram que as mudanças nos usos de terra não acontecem de forma progressiva e gradual. No período de 25 anos, as principais tendências na paisagem incluem a perda e aumento da cobertura florestal, de forma que a mesma permaneceu quantitativamente similar durante o período, devido a redução do uso antropogênico agrícola. Adicionalmente, o total de uso antropogênico aumentou, como resultado do aumento da urbanização. A agregação dos indicadores permitiu a identificação de maior naturalidade e menor vulnerabilidade, assim como menor naturalidade e maior vulnerabilidade sob condições locais de sub-bacias, que indicam a necessidade de estratégias diversas para conservação da biodiversidade local e da sustentabilidade ambiental. Estes cenários preliminares permitem a comunicação de problemas de sustentabilidade ambiental em diferentes escalas de paisagem para a comunidade científica, assim como planejadores, tomadores de decisão e o público em geral.

Palavras-chave: Uso de terra, Indicador quantitativo, Índice de Urbanidade, Indicador de Vulnerabilidade da Paisagem.

ABSTRACT. Towards the Quantification of Environmental Sustainability in Cultural Landscape Analysis. Land use is shaped by the interactions between nature and society, and these interactions can inhibit environmental sustainability and deplete the natural capital that provides the ecosystem services upon which humans depend. Two structural landscape indicators (Urbanity Index and Landscape Vulnerability Indicator) have been proposed to improve the interpretability of environmental sustainability assessments of municipal land use changes. A time series of LandSat 5 Thematic Mapper remote sensing data from São Carlos municipality for the years 1989, 2004 and 2014 revealed that land use changes do not take place in a progressive and gradual way. Over the 25-year period, the main trends in the landscape include the loss and increase of forest cover so that it has remained quantitatively similar over time due to reduced anthropogenic agricultural land use. Additionally, total anthropogenic land use has increased as a result of growing urbanization. The aggregation of both indicators enabled the identification of greater naturalness and lower vulnerability, as well as lower naturalness and higher vulnerability under local sub-basin conditions, which indicate the need for different potential strategies for local biodiversity conservation and environmental sustainability. These preliminary scenarios provide a way to communicate problems of environmental sustainability at different landscape scales to the scientific community as well as to planners, policy makers and the broader public.

Key-words: Land use; Quantifiable indicator, Urbanity Index; Landscape Vulnerability Indicator.

3.1. INTRODUCTION

The global changes in land use over the last fifty years have resulted in improvements to human welfare and economic development, but they have also caused serious environmental problems (MEA, 2003; Perez-Soba et al. 2008).

The analysis of temporal and spatial changes in land use and cover is essential to landscape planning focused on the conservation of life support systems (Christensen et al. 1996; Blasi et al. 2003; Haberl et al. 2003).

Changes in the landscape due to land use practices (Kienast, 1993) result from interactions between abiotic, biotic and socio-economic factors (Forman 1995; Zonneveld 1995), such as rural culture and different types of agricultural technology (Bowman et al. 2001; Chen et al. 2001; Hietala-Koivu, 2002).

Anthropization in response to socio-economic factors defines the land use and cover and natural resource patterns (Forman, 1995; Irwin and Geoghegan, 2001; Blasi et al. 2003; Acosta et al. 2005) that, in turn, define the spatial patterns of the cultural landscape, which incorporates diverse aesthetic, economic and ecological values and can drive habitat degradation and soil loss and impoverish life support systems (Haberl et al., 2003). These processes interfere with sustainability as they deplete the natural capital that provides goods and services through different land uses, and they represent the most relevant economic, environmental and societal issues to a region. They further enable the identification of land use functions that are hindered or enhanced under various land use change scenarios (Perez-Soba et al. 2008; Pereira et al. 2010).

The assessment of ecosystem sustainability requires a set of indicators that can be used at different spatial, temporal and hierarchical levels. Structural landscape indicators are ecologically sensitive tools that reflect the correlation between multiple

land uses, their temporal and spatial changes, and the influence that policies might have on steering those changes towards sustainability (Wiens et al. 1993; Turner et al. 2003; Haberl et al. 2003; Wrbka et al. 2004; Perez-Soba et al., 2008). These tools also allow the dynamics of the naturalness of a landscape, which can decrease or increase due to anthropic activities, to be monitored in time and space. This can provide essential information about current and historical conditions and the interactions between nature and society, which can be disseminated to the scientific community, the general public and decision makers.

This study examines the interactions between different land uses, their temporal and spatial changes between 1989 and 2014, and how these changes have affected environmental sustainability in the São Carlos municipality with the goal of answering the following questions:

- a) Do structural landscape indicators distinguish changes in naturalness and vulnerability as a result of land use change?
- b) Did the environmental sustainability of the sub-basins of the São Carlos municipality change over the 25-year period?

3.2. METHODS

3.2.1. Characterization of the study area

The São Carlos municipality covers an area of 1,136.907 km² and is located in the northeast region of São Paulo state, Brazil, between 47°30' and 48°30' W and 21°30' and 22°30' S. Ten sub-basins have been delimited within the municipality, and they are enclosed by the Mogi-Guaçu or Tietê-Jacaré river basins (**Figure 3**).

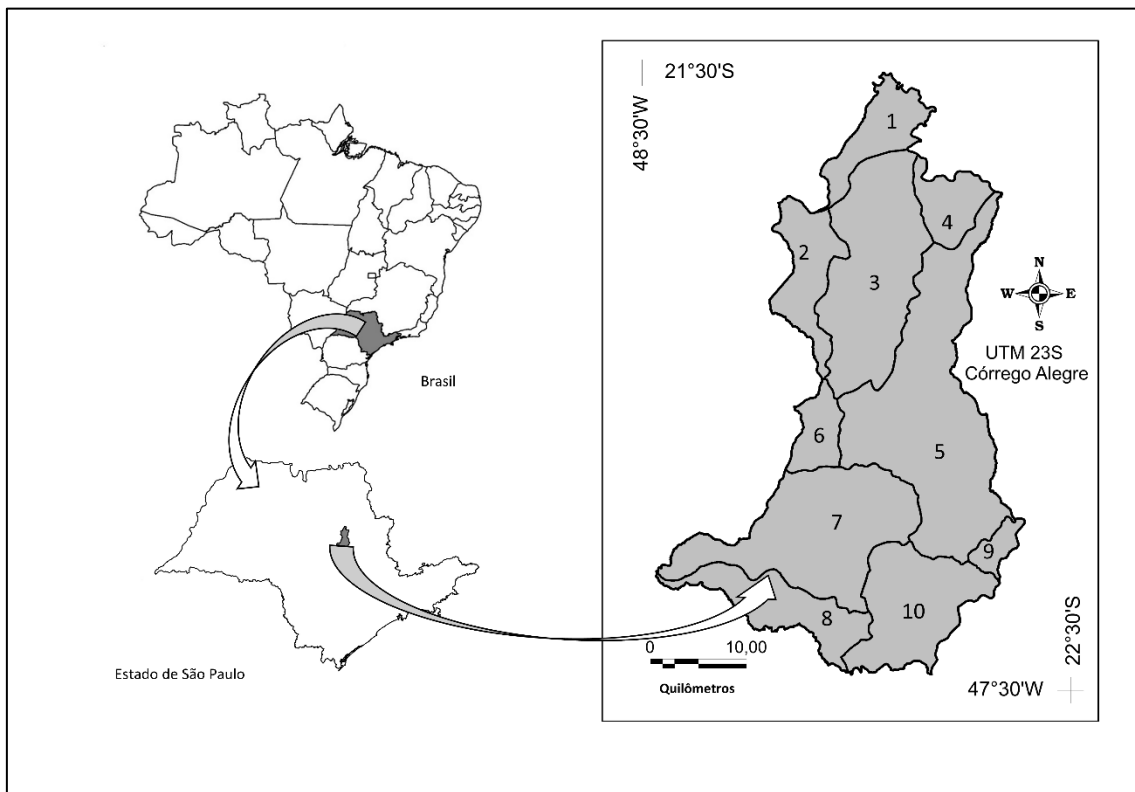


Figura 3. Location of São Carlos municipality, SP, and a detailed representation of the basin boundaries: Ribeirão das Guabirobas (1), Ribeirão das Cabaceiras (2), Ribeirão de Araras (3), Rio Mogi-Guaçu (4), Rio do Quilombo (5), Chibarro (6), Ribeirão do Pântano (7), Monjolinho (8), Jacaré-Guaçu (9), and Feijão (10).

According to a demographic census, São Carlos municipality had a total population of 241.389 inhabitants (IBGE, 2015). Its original vegetation cover is characterized by various savanna physiognomies.

Initial reports of landscape change in the São Carlos municipality due to human influence date back to the end of the seventeenth century and the beginning of local settlement. The vegetation at this time was reported to be savanna, sparsely arboreal savanna, and marsh (27%); arboreal savanna (16%); semi-deciduous forest and riparian forest (55%), and deciduous forest with *Araucaria angustifolia* (2%) (Bert.) O. Ktze

(Soares et al., 2003). Three centuries later, in 1994, the natural vegetation was evaluated via aerial photographs and found to cover 7% of the total area of the municipality. The vegetation was composed of savanna (2%), arboreal savanna (2.5%), semi-deciduous and riparian forests (1%), and areas of regeneration (1.5%); the *A. angustifolia* semi-deciduous forest was extinct (Soares et al., 2003).

From 1991 to 2000, surveys of legal proceedings involving deforestation in São Carlos municipality identified the loss of 1,121.62 ha of natural vegetation, approximately 100 ha/year, which was threatening water quality and causing habitat degradation and the loss of biodiversity. The total area of natural and semi-natural vegetation was estimated to be 14.1% of the total area of the municipality (Cintra et al. 2004).

Based on screen digitization of Landsat-5 Thematic Mapper (TM) imagery, natural vegetation covered 28% (31,776.4 ha) of the São Carlos municipality in 2012. Of that total, 61% (19,561.7 ha) was enclosed by the Tiete-Jacaré river basin and 39% (12,214.7 ha) by the Mogi Guaçu river basin (Bertini et al. 2015).

3.2.2. Land use dynamics

Land use dynamics were characterized by screen digitizing Landsat imagery with a spatial resolution of 30 m and a multispectral composite of three bands near the infrared, red and green wavelengths. Landsat-5 (TM) imagery (path 220; row 075) was obtained for 24 October 1989 and 30 August 2004, and Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) imagery was also used for 7 June 2014.

The land use and cover typologies were discriminated by tone, texture and context criteria (Crosta, 1992; Moreira, 2011) through manual polygon digitalization (visual interpretation) in MapInfo 10 software. Each polygon was related to a previously

established land use and cover: pasture, annual and perennial cultivation, exposed soil, forestry, forest, savanna, short-shrub savanna, aquatic, wetland, and settlement. The land use types were classified based on decreasing naturalness or increasing artificiality (Haber, 1994).

3.2.3. Structural landscape indicators

The environmental impacts that land use changes have had on naturalness and landscape vulnerability were analyzed based on the Urbanity Index (UI) and the Landscape Vulnerability Index (LVI). For this procedure, land use was considered to be the main driver of change in the ecosystem (MEA, 2003); this study did not consider indirect drivers related to demographic, economic, socio-political, cultural, religious, scientific or technological conditions (Nelson et al. 2006; Pereira et al. 2010).

The UI (O'Neill et al. 1988) reflects the naturalness of the landscape condition and estimates (Equation 1) the extent to which landscapes are dominated by strongly human-altered systems (Wrbka et al. 2004):

$$UI = \log_{10} \left[\frac{A+U}{F+W} \right] \quad (1)$$

where U = urban area; A = agricultural area; F = forest area, and W = aquatic and wetland areas. The spatial representation of the UI was obtained based on the RASTER VECTOR, AREA and IMAGE CALCULATOR commands in the IDRISI Selva software (Eastman, 2012) and fuzzy logic (transformed by a linear function with a minimum value of 0 and a maximum value of 1). This representation considers the maximum degree of naturalness (UI = 0) and the minimum degree of naturalness (UI = 1), which correspond to the predominance of strongly human-altered systems.

The LVI indicates the susceptibility of a landscape to environmental impacts, i.e., environmental vulnerability decreases as the ability of the landscape to minimize environmental impacts increases (Canter, 1996; Turner et al. 2003; Adger, 2006). The LVI values were obtained by two metrics, the Vegetation Quality Index (VQI) and the Water Quality Index (WQI) (Equation 2).

$$LVI = \frac{VQI+WQI}{2} \quad (2)$$

The VQI was adapted from the Environmental Quality Index (Bojórquez-Tapia et al. 2002), and the WQI is based on the functional curves from the Habitat Quality Index (Canter 1996). This approach assumes that land use and cover are related to the environmental vulnerability of the vegetation and water.

The VQI was estimated (Equation 3) from the values of three metrics of vegetation patches: Area (AREA), shape (SHAPE) and distance (DISTANCE) between patches, which were obtained from the land use reclassification of the São Carlos municipality for 1989, 2004 and 2014. IDRISI Selva software was used to adjust the VQI, WQI and LVI values by fuzzy logic with a minimum value of 0 and a maximum value of 1.

$$VQI = \frac{AREA+SHAPE+DISTANCE}{3} \quad (3)$$

The WQI describes the susceptibility of water, which is related to the distances between water resources and the sources of impact represented by different land uses. The distances were estimated by the DISTANCE module in IDRISI Selva (Eastman 2012) and transformed by fuzzy logic with a minimum value of 0 and a maximum value of 1.

After transformation by fuzzy logic, with a minimum value of 0 and a maximum value of 1, the LVI values were represented spatially; a higher LVI value (1) reflected lower landscape resilience, and a lower LVI value (zero) reflected higher landscape resilience.

A permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) (Anderson, 2005; Anderson, 2001) with Euclidian distance was used to test the null hypothesis of equal degrees of naturalness and landscape vulnerability, based on UI and LVI values, between 1989, 2004 and 2014. A pair-wise *a posteriori* comparison was performed on a subsample of 500 points, which were randomly sampled from each time period (1989, 2004, 2014) without overlap for a total of 1,500 sampling points.

3.2.4. Forecasted environmental sustainability scenarios

The recognition that land use changes affect multiple dimensions of sustainability has been embodied by the concept of ecosystem goods and services (Constanza et al. 1997) or environmental functions (De Groot et al., 2002). This concept is particularly useful for identifying the environmental, social and economic functions of land use (Wiggering et al., 2003; De Groot, 2006) as part of sustainable land development; it even requires an assessment of the impact of land use change on the three dimensions of sustainability (Perez-Soba et al., 2008).

The São Carlos sustainability assessment was based on a clear separation between the social/cultural and the natural/cultivated capital and mainly focused on environmental sustainability at the sub-basin level.

The environmental sustainability outcomes due to land use changes in different sub-basin-level scenarios were interpretable through overlapping UI and LVI values for 1989, 2004 and 2014 using the OVERLAY command in IDRISI Selva.

To test the null hypothesis of equal degrees of environmental sustainability between sub-basins in 1989, 2004 and 2014, the PERMANOVA test was applied (Anderson 2005; Anderson 2001) with Euclidian distance. A pair-wise *a posteriori* comparison of

100 randomly sampled points with no overlap for a total of 3,000 sampling points was used.

The sampling was accomplished with the “dismo” (Hijmans et. al., 2014) and “raster” (Hijmans, 2015) packages for program R (R Core Team 2013), and the PERMANOVA test was performed with the “vegan” package.

3.3. RESULTS AND DISCUSSION

3.3.1. Land Use

Four primary land uses were identified for 1989, 2004 and 2012: (1) forest, including secondary forest, savanna and short-shrub savanna without direct human influence; (2) anthropogenic agricultural, which is created by human influence and includes pasture, perennial and annual crops, bare soil and forestry; (3) anthropogenic non-agricultural, which includes settlements, road networks, industrial complexes, and mining areas, and (4) water (**Figure 4**).

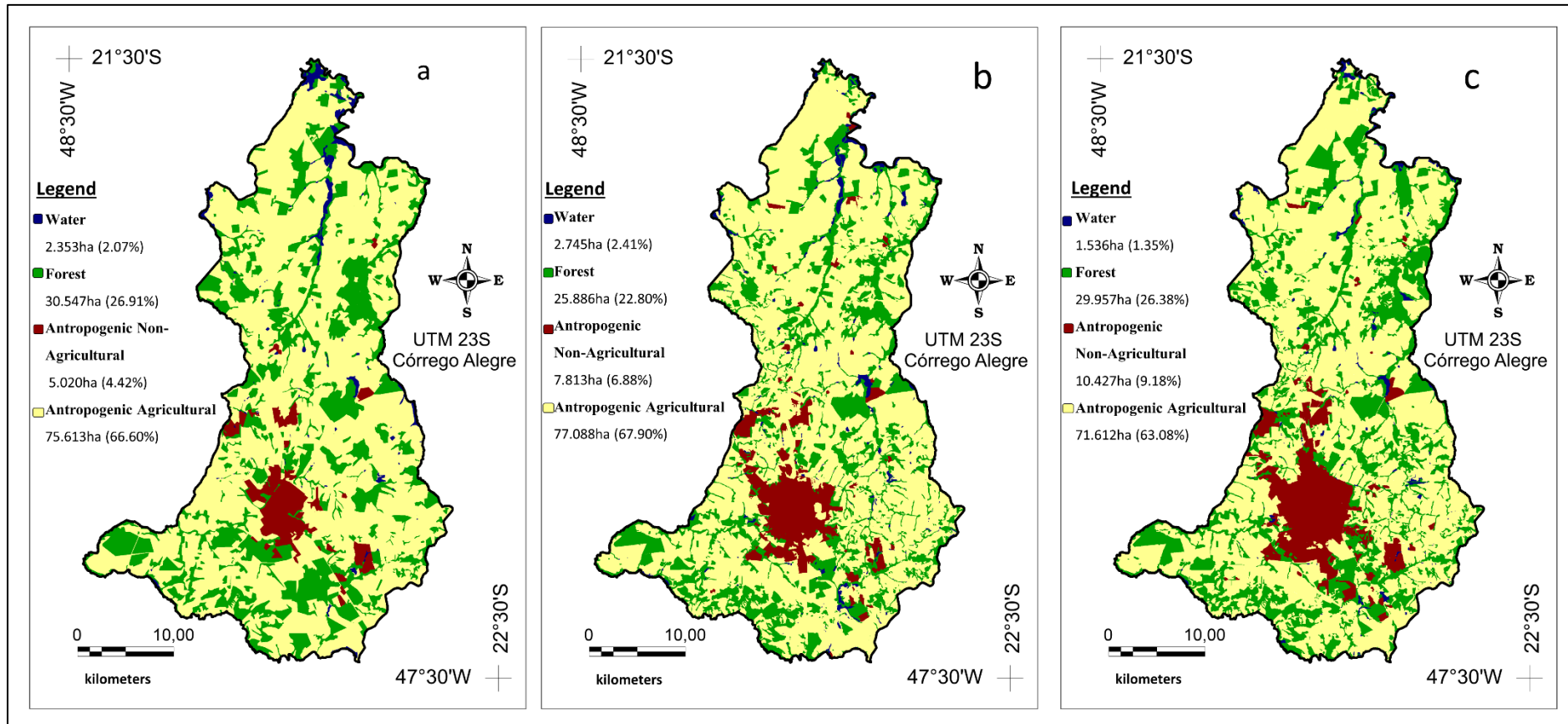


Figura 4. Land use dynamics (ha and %) in the São Carlos municipality (São Paulo, Brazil) in 1989 (a), 2004 (b), and 2014 (c).

The changes in land use in São Carlos municipality depend on history, social and economic conditions, and ecological context, and do not progress in a linear way. Over the 25-year period, the main trends in the landscape include the loss and increase of forest cover so that it has remained quantitatively similar over time due to reduced anthropogenic agricultural land use and increased anthropogenic non-agricultural land cover, respectively. The minimal changes in forest cover, from 26.91 to 26.38% from 1989 to 2014 (**Figure 4**), highlights forest recovery to a similar quantitative condition as evaluated 25 years ago.

The anthropogenic agricultural land use type declined from 66.60 to 63.08% of the total area of the São Carlos municipality over the 25-year period (1989 to 2014) (**Figure 4**). This decreasing artificiality might be related to local or regional agriculture mechanization, which has made planting and harvesting on steeper slopes impossible and thereby promoted the recovery of natural areas. Agricultural activity related to sugar cane cultivation was the main driver of habitat change between 1989 and 2014.

The increasing anthropization of the São Carlos municipality (71.02% to 72.26%, between 1989 and 2014) has been promoted by an increase in anthropogenic non-agricultural land use (4.42% to 9.18% between 1989 and 2014) (**Figure 4**). While urbanization was not a predominant driver of change compared to anthropogenic agricultural land use, the demographic data for the São Carlos municipality (IBGE, 2010) indicate increased urbanization with a population growth of 66%, from 158,221 to 238,958 inhabitants, between 1991 and 2014.

Water cover decreased from 2.07 to 1.35% of the total area of the São Carlos municipality between 1989 and 2014 (**Figure 4**), which is likely due to a period of prolonged drought that began in 2013. This drought, which caused a collapse in the water supply, is considered an extreme weather event, and records of increased average

temperature and reduced rainfall at national and local scales suggest that water crises similar to that from 2013 to 2015 could become routine. However, the land use changes in the São Carlos municipality, i.e., deforestation, changes in the extent of cultivated lands, and urbanization, are processes that are not strongly affected by interannual climatic variability.

3.3.2. Landscape Sustainability Index

The UI and LVI values for 1989, 2004 and 2014 that resulted from the various land use change scenarios for the São Carlos municipality are shown in **Figures 5a, b, and c** and **Figures 5d, e, and f**, respectively. Areas with high naturalness and low vulnerability (UI and LVI values <0.3) were characterized by conditions favorable to environmental sustainability, whereas those with low naturalness and high vulnerability (UI and LVI >0.7) exhibited conditions unfavorable to environmental sustainability. The results for the pair wise comparison test can be found as a supplementary material for this article.

However, the UI and LVI values for 1989, 2004 and 2014 for São Carlos municipality were not significantly different at the 5% level ($F = 0.584$; $p = 0.543$), were interchangeable, and could be assigned at random to the three periods in accordance with the null hypothesis.

The total municipal area required to support agricultural and urban expansion (71.02% to 72.26% between 1989 and 2014) increased by 1.2% over 25 years (**Figure 4**) with dominance of anthropogenic agricultural land use. There was minimal change in forest cover, from 26.91 to 26.38%, over the 25-year period (1989 to 2014), which has maintained the naturalness and vulnerability of the landscape for 25 years.

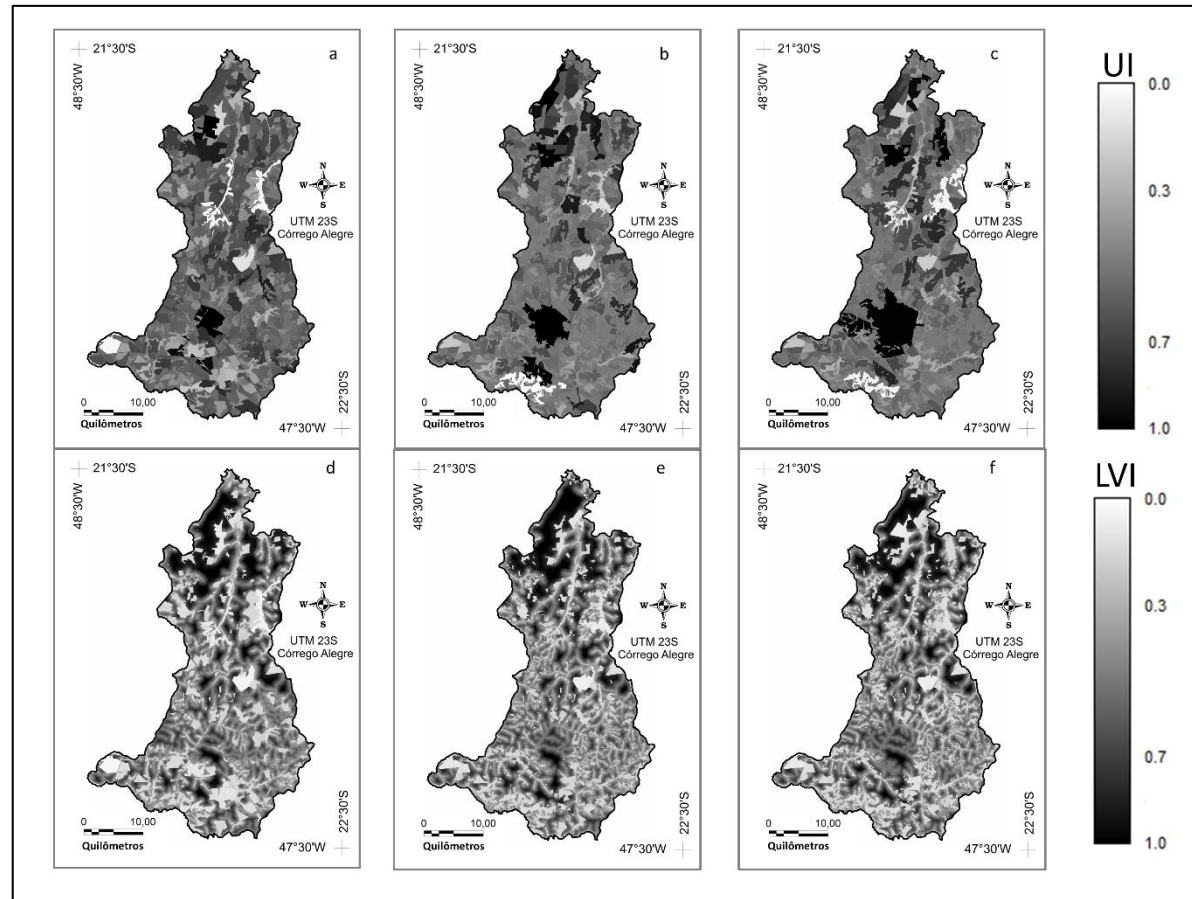


Figura 5. Spatial representation of Urbanity Index (UI) and the Landscape Vulnerability Index (LVI) values resulting from various land use change scenarios for São Carlos municipality (SP). The legend represents the urbanity (1989a, 2004b and 2014c) and landscape vulnerability (1989d, 2004e e 2014f) range values, maximum (1) and minimum (0), related to the extent to which the landscape was occupied by anthropic systems and the capacity for mitigating impacts, respectively.

In terms of land use dynamics, the spatial patterns of the landscape in the municipality did not change significantly during the 25-year period. Thus, using only time as a factor, it was not possible to demonstrate statistically significant, distinct circumstances of naturalness and landscape vulnerability as drivers of land use change.

The particular sub-basin environmental sustainability scenarios related to naturalness and landscape vulnerability for 1989, 2004 and 2014 are illustrated in **Figure 6**.

Since the municipal territory corresponds to a mosaic of land uses, and the UI and LVI mean values are not normally distributed, median values were used for each sub-basin as a measure of performance to identify regions with favorable and unfavorable conditions for naturalness and landscape vulnerability.

The boxplots (**Figure 7**) for each sub-basin display an uneven distribution of the median UI and LVI values for 1989, 2004 and 2014 in relation to favorable (UI and LVI < 0.3) and unfavorable (UI and LVI > 0.7) conditions for environmental sustainability.

The PERMANOVA statistical test revealed statistically significant differences in naturalness and landscape vulnerability between sub-basins ($F = 7.863$; $p = 0.001$) at the 5% level of significance for 1989, 2004 and 2014. A pair-wise *a posteriori* comparison between each sub-basin was performed for each year studied.

In 1989, except for a few pairs, most of the sub-basins were significantly different at the 5% level of significance ($F = 7.863$; $p = 0.001$) in relation to favorable (UI and LVI < 0.3) and unfavorable (UI and LVI > 0.7) conditions for environmental sustainability. Similar results were observed for 2004 and 2014; most of the sub-basins were significantly different at the 5% level of significance ($F = 27.07$; $p = 0.001$ and $F = 18.408$; $p = 0.001$, respectively), except for a few pairs.

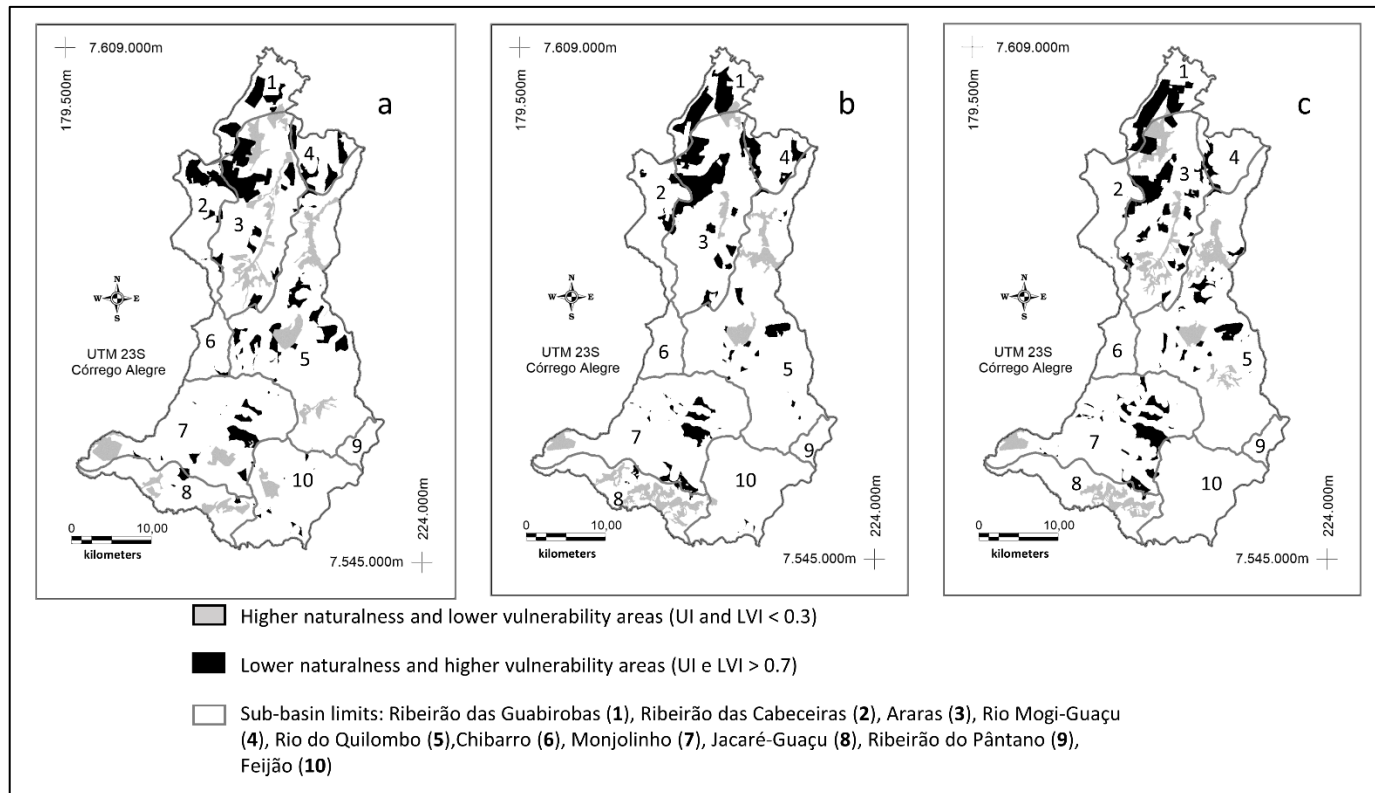


Figura 6. The results of environmental sustainability scenarios resulting from Urbanity Index (UI) and Landscape Vulnerability Index (LVI) values for each sub-basin in the São Carlos municipality in 1989 (a) 2004 (b) and 2014 (c). Sub-basins: Ribeirão das Guabiobas (1), Ribeirão das Cabaceiras (2), Ribeirão de Araras (3), Rio Mogi-Guaçu (4), Rio do Quilombo (5), Chibarro (6), Ribeirão do Pântano (7), Monjolinho (8), Jacaré-Guaçu (9), Feijão (10).

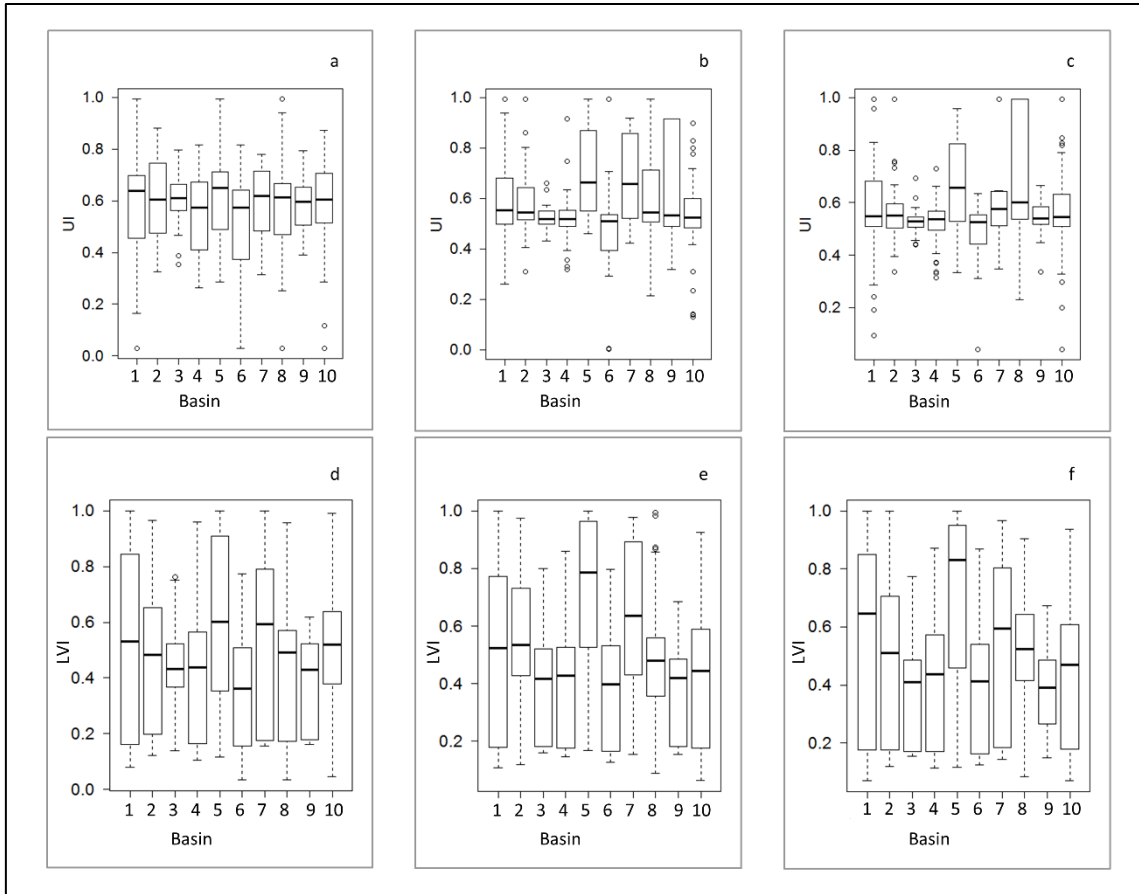


Figura 7. Boxplots with median Urbanity Index (UI) (**a**, **b** and **c**) and Landscape Vulnerability Index (LVI) (**d**, **e** and **f**) values for 1989 (**a** and **d**), 2004 (**b** and **e**) and 2014 (**c** and **f**). Numbers on the x-axis represent the sub-basins of the São Carlos municipality: (1) Ribeirão de Araras, (2) Cabaceiras, (3) Chibarro, (4) Feijão, (5) Ribeirão das Guabiobas, (6) Jacaré-Guaçu, (7) Mogi-Guaçu, (8) Monjolinho, (9) Quilombo, (10) Ribeirão dos Pântano.

Scenarios with higher naturalness and lower vulnerability (UI and LVI < 0.3) featured favorable conditions for environmental sustainability, which were identified in the Jacaré-Guaçú and Feijão sub-basins for 1989, 2004 and 2014 (**Figure 6**). In the Jacaré-Guaçú sub-basin, this trend is likely due to the reduction in anthropogenic agricultural areas, the prevailing driver of landscape change; a consequent improvement in qualitative integrity (form, area and distance) of the forest fragments; and by virtue of being a basaltic *cuestas* region located in a legally protected area. The increased naturalness appears to be due to the establishment of new protected areas (Cintra et al. 2004) and by government policies encouraging the recovery of permanent preservation areas (Ros-Golla, 2005).

Lower naturalness and higher vulnerability (UI and LVI > 0.7) scenarios characterized by unfavorable conditions for environmental sustainability were identified in the Monjolinho and Ribeirão das Guabiobas sub-basins for 1989, 2004 and 2014 (**Figure 6**). This trend is supported by the increase in anthropogenic agricultural and non-agricultural land use and a consequent loss of forest in these two sub-basins. Although urbanization is not the major driver of change in the municipality, the urban area of São Carlos is fully contained within the Monjolinho sub-basin, which has shown increasing urbanization between 1989 and 2014 (**Figure 4**).

Expanding the requirements for environmental sustainability, which are defined by median UI and LVI values > 0.7, should adversely affect economic and social development. However, this trend was not evident in the São Carlos municipality over the 25-year study period; the trajectory of land use change exhibits approximately the same degree of expansion of natural ecosystems and anthropogenic areas. However, this trajectory of land use change can promote a better understanding of the conditions

necessary for environmental sustainability using smaller, more clearly defined spatial resolutions at the sub-basin rather than the municipal scale.

The essential question relates to the uncertainties over the boundaries of each of the different value frameworks (UI values and the percentage of forest land use area since 2014), i.e., the amount of the natural ecosystem that should be conserved for non-utilitarian values considering resilience and option values; its role in providing and sustaining ecosystem services; and, finally, its ability to persist under current trends and policies given the trade-offs with economic development and the growth of anthropogenic agricultural and non-agricultural land uses.

The primary issues are guided by the need to define the size of the municipal area that can be altered for human use in relation to the minimum degree of landscape naturalness that can ensure natural ecosystem maintenance. Additionally, the sub-basin areas should be prioritized to reduce the effects of the drivers of change on local life-support systems so that ecosystem services can be restored.

Fundamental strategies related to the creation and maintenance of legally protected areas and the encouragement of the recovery of life-support areas, whether legally protected or not, to minimize risks to biodiversity are required for landscape biodiversity conservation at the sub-basin or municipality scale.

After running the various land use change scenarios (1989 – 2004 – 2014), the three environmental land use functions that were most affected were (1) the provision of abiotic resources, which corresponds to the role of land use change in regulating the supply and quality of water, air and minerals; (2) the support and provision of biotic resources, which correspond to the capacity of the territory to support biodiversity; and (3) the maintenance of ecosystem processes related to agricultural production,

hydrological and nutrient cycling, and soil formation. All of these functions are directly related to the level of anthropogenic (agricultural and urban) land use.

This study presents an approach to environmental analysis and planning at a smaller and more clearly defined spatial resolution to promote land use changes that support an environmental sustainability friendly sub-basin scenario. This preliminary scenario can be seen as a provocative, scientifically and experimentally grounded approach that planners and decision makers can discuss to potentially implement spatially explicit policies for their municipality and to expand knowledge about its development and environmental sustainability. The resulting scenario shows the importance of a proactive attitude towards the environment, and it highlights the drivers of change that can be the focus of environmental management agencies in planning, resulting in better policies for activities in pre-established protected areas.

3.4. REFERENCES

ACOSTA A., CARRANZA ML. AND GIANCOLA M., 2005. *Landscape change and ecosystem classification in a municipal district of a small city (Isernia, Central Italy)*. Environ. Monit. Assess., vol. 108, p. 323-335.

ANDERSON MJ., 2001. *A new method for non-parametric multivariate analysis of variance*. Austral Ecol., vol. 26, p. 32-46.

ANDERSON MJ., 2005. *PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance*. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.

ADGER WN., 2006. *Vulnerability*. Global Environmental Change, vol. 16, p. 268-281.

BERTINI MA., FUSHITA AT. AND LIMA MIS., 2015. *Vegetation coverage in hydrographic basins in the central region of the State of São Paulo, Brazil*. Braz. J. Biol. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.21713>.

BLASI C., SMIRAGLIA D. AND CARRANZA ML., 2003. *Analisi multi temporale del paesaggio all'interno di un sistema di classificazione gerarchica del territorio. Il caso dei Monti Lepini (Italia Centrale)*. Informatore Botanico Italiano, vol. 35, no.1, p. 31-41.

BOJÓRQUEZ-TAPIA LA., JUÁREZ L. AND CRUZ-BELLO G., 2002. *Integrating fuzzy logic, optimization and GIS for ecological impact assessments*. Environ. Manage., vol.30, p. 418-433.

BOWMAN DM., WALSH A. AND MILNE DJ., 2001. *Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and 1992 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics*. Global Ecol. Biogeogr., vol. 10, p. 535-548.

CANTER, LW., 1996. *Environmental assessment impacts*. Series in Water Environmental Resources. Engineering, 2nd Ed., Amsterdam: McGraw Hill International Editions 660 p.

CHEN L., BOJIE FU J. AND QUI Y., 2001. *Land-use change in a small catchment of northern Loess Plateau, China*. Agr. Ecosyst. Environ., vol. 86, p. 163-172.

CHRISTENSEN NL., BARTUSKA AM., BROWN JH., CARPENTER S., D'ANTONIO C., FRANCIS R., FRANKLIN JF., MACMAHON JA., NOSS RF., PARSONS DJ., PETERSON CH., TURNER MG. AND WOODMANSEE RG., 1996. *The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management*. Ecol. Appl., vol. 6, p. 665-691.

CINTRA RHS., SANTOS JE., MOSCHINI LE., HENKE-OLIVEIRA C. AND PIRES JSR., 2004. *Análise quali e quantitativa de danos ambientais com base na instauração e registros de instrumentos jurídicos*. In: SANTOS JE., CAVALHEIRO F., PIRES JSR.,

OLIVEIRA CH. and PIRES AMZVR. (Ed.), *FACES DA POLISSEMIA DA PAISAGEM 2*, Brasil: Rima, p. 655-674.

CONSTANZA R., d'ARGE R., De GROOT RS., FARBERK, S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL RV., PARUELO J., RASKIN RG., SUTTONKK P. AND VAN DEN BELT, M., 1997. *The total value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature, vol. 387, p. 253 – 260.

CROSTA AP., 1992. *Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto*. Campinas IG/UNICAMP, 173p.

De GROOT RS., WILSON A., BOUMANS RMJ., 2002. *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services*. Ecol. Econ., vol. 41, p. 393-408.

De GROOT RS., 2006. *Function analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multifunctional landscapes*. Landscape Urban. Plan., vol. 75, p. 175-186.

EASTMAN JR., 2012. *IDRISI Selva*. Worcester, MA: Clark University.

FORMAN R.TT., 1995. *Land Mosaic*. Cambridge University Press.

HABER, W. 1994. Systems ecological concepts for environmental planning. In: KLIJN, F. *Ecosystem Classification for Environmental Management*. Leiden University. The Netherlands, p. 49-68.

HABERL H., WACKERNAGEL M. AND WRBKA T., 2003. *Land use and sustainability indicators. An Introduction*. Land Use Policy, vol. 21, p. 193-198.

HIETALA-KOIVU R., 2002. *Landscape and modernizing agriculture: A case study of three areas in Finland in 1954–1998*. Agr. Ecosyst. Environ., vol. 91, p. 273-281.

HIJMANS RJ., PHILLIPS S., LEATHWICK J. AND ELITH, J., 2014. *dismo: Species distribution modeling*. Available at:<http://CRAN.R-project.org/package=dismo>.

HIJMANS RJ., 2015: *raster: Geographic data analysis and modeling*. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=raster>.

IBGE. Resolução N° 2 de 26 de agosto de 2014. Divulga as estimativas da População, para os estados e Municípios com data de referência em 1° de julho de 2014. Diário Oficial da União, Brasil, 28 ago. 2014. Seção 1, p. 115.

IRWIN EG. AND GEOGHEGAN J., 2001. *Theory, data, methods: Developing spatially explicit economic models of land use change*. Agr. Ecosyst. Environ., vol., 85: p. 7-23.

KIENAST F., 1993. *Analysis of historic landscape patterns with a Geographical Information System: A methodological outline*. Landscape Ecol., vol. 8, p. 103-118.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA, 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A framework for assessment*. Island Press, Washington, DC.

MOREIRA M.A., 2011. *Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação*, 4th ed., Brasil: UFV, 422 p.

NELSON GC., BENNETTE, BAA., CASSMAN K., DEFRIES R., DIETZ T., DOBERMANN A., DOBSON A., JANETOS A., LEVY M., MARCO D., NAKICENOVIC N., O'NEILL B., NORGAARD R., PETSCHHEL-HELD G., OJIMA D., PINGALI P., WATSON R. AND ZUREKM., 2006. *Anthropogenic drivers of ecosystem change: an overview*. *Ecol. Soc.*, vol. 11, no. 2, p. 29.

O'NEILL RV., KRUMMEL JR., GARDNER RH., SUGIHARA G., JACKSON B., DE ANGELIS DL., MILNE BT., TURNER MG., ZYGMUNT B., CHRISTENSEN SW., DALE VH. AND GRAHAM RL., 1988. *Indices of landscape pattern*. *Landscape Ecol.* 3: 153-162.

O'NEILL RV., GARDNER R., TURNER, MG., 1992. *A hierarchical neutral model for landscape analysis*. *Landscape Ecol.*, vol. 7, p. 55-61.

PEREIRA HM., LEADLEY PW., PROENÇA V., ALKEMADE R., SCHARLEMANN JPW., FERNANDEZ-MANJARRÉS JF., ARAÚJO MB., BALVANERA P., BIGGS R., CHEUNG WWL., CHINI L., COOPER HD., GILMAN EL., GUÉNETTE S., HURTT GC., HUNTINGTON HP., MACE GM., OBERDORFF T., REVENGA C.,

RODRIGUES P., SCHOLLES R.J., SUMAILA U.R., WALPOLE M., 2010. *Scenarios for global biodiversity in the 21st Century*. Science, vol. 330, p. 1496-1501.

PEREZ-SOBA M., PETIT S., JONES L., BERTRAND N., BRIQUEL V., OMODEI-ZORINI L., CONTINI C., HELMING K., FARRINGTON JH., MOSSELLO M.T., WASCHER D., KIENAST F., de GROOT R., 2008. *Land use functions – a multifunctionality approach to assess the impact of land use changes on land use sustainability*. In HELMING K, PEREZ-SOBA M, TABBUSH P. Sustainability impact assessment of land-use changes. Springer Berlin Heidelberg, p.375 – 404.

R CORE TEAM., 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org/>.

RÓS-GOLLA A., 2005. *O programa Estadual de microbacias hidrográficas na região agrícola de Presidente Prudente/ SP*. Simpósio Nacional sobre Geografia, Percepção e Cognição do Meio Ambiente.

SOARES JJ., SILVA DW. AND LIMA MIS., 2003. *Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil*. Braz. J. Biol., vol. 63, no. 3, p. 527-536.

TURNER II BL., KASPERSON RE., MATSONE PA., MCCARTHY JJ., CORELL RW., CHRISTENSENE L., ECKLEY N., KASPERSON JX., LUERSE A., MARTELLOG ML., POLSKYA C., PULSIPHER A., AND SCHILLER A., 2003. A

framework for vulnerability analysis in sustainability. Science. PNAS, vol. 100, no. 14, p. 8074-8079.

WIENS JA., STENSETH NC., HORNE B. AND VAN RA., 1993. *Ecological mechanisms and landscape ecology*. Oikos, vol. 66, p. 369-380.

WIGGERING H., MUELLER K., WERNER A., AND HELMING K., 2003. The concept of multi-functionality in sustainable land development. In: HELMING K. AND WIGGERING H. (eds). *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. Springer.

WRBKA T., ERB KH., SCHULZ NB., PETERSEIL J., HAHN C. AND HABERL H., 2004. *Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators*. Land Use Policy, vol. 21, p. 289-306.

ZONNEVELD IS., 1995. *Land ecology: An introduction to landscape ecology as a base for land evaluation. Land management and conservation*. Amsterdam: SPB Academic Publishing.

4. CAPÍTULO 3: HISTORY OF FOREST AND AGRICULTURE LAND COVER: A LOCAL UNDERSTANDING OF LAND USE CHANGE

RESUMO. A análise da trajetória do uso e cobertura da terra proporciona tanto o tempo e a natureza das mudanças de cobertura da terra para o monitoramento da dinâmica de uso e cobertura da terra. Foram estudadas as trajetórias de mudança de uso e cobertura da terra para três datas diferentes (1965, 1989 e 2014), extraídas de imagens de satélite pelo método de classificação orientada a objeto. Este estudo foi realizado em uma paisagem cultural (município de São Carlos, SP, Brasil), com três classes principais uso e cobertura da terra (floresta, agricultura e outros usos). Os resultados mostraram a variabilidade espaço-temporal do padrão da paisagem e das mudanças das trajetórias da floresta e da agricultura. Com base na análise dessas trajetórias da paisagem pode ser demonstrado que os usos e cobertura da terra relacionados à agricultura e à florestas são causadas pelas atividades humanas. Os resultados refletem as interações conflitantes entre os sistemas ambiental e social na área de estudo. Uma questão-chave para reverter a pressão exercida sobre uso e cobertura florestal depende dos incentivos que movem a relação conflituosa entre a sociedade e o território municipal. Transição e trajetória da paisagem mais sustentáveis para o município de São Carlos são extremamente dependentes do papel regulador do governo, por meio de estratégias relacionadas com a implementação de áreas legalmente protegidas (Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente).

Palavras-chave: Uso-cobertura da terra; mudanças nas trajetórias; sustentabilidade da paisagem; áreas legalmente protegidas; sensoriamento remoto.

ABSTRACT. Land use trajectory analysis provides both the time and origin of land cover changes to monitor land use dynamics. It was studied land cover change trajectories for three different dates (1965, 1989, and 2014), extracted from satellite imageries by oriented classification method. This study was carried out on a cultural landscape (São Carlos municipality, SP, Brazil), with three major land use-cover classes (forest, agriculture, and other uses). The results showed the spatio-temporal variability of landscape pattern and forest and agriculture changes trajectories. Analysis base on these landscape trajectories demonstrates that agriculture and forest land use-cover changes have been caused by human activities. The results reflect the conflicting interactions between environmental and human systems in the study area. A key question to revert the pressure exerted on forest land use-cover depends on the incentives that move society from conflicting relation with municipal territory. More sustainable landscape transition and trajectory to São Carlos municipality are extremely dependent of the regulatory role of the government through strategies related to the implementation of legally protected areas (Legal Reserves and Areas of Permanent Preservation).

Key-words: land use-cover; change trajectories; landscape sustainability; legally protected areas; remote sensing.

4.1.INTRODUCTION

Land-use practices are essential for human well-being, because they provide natural resources and ecosystems services. On the other hand, can also degrading the ecosystems and services upon which human depend (DeFries et al 2004).

Recent studies have revealed the environmental impacts of land use throughout global to local scales; ranging from changes in regional climate; in the carbon and hydrologic cycles; declines in biodiversity through the loss and fragmentation of habitats; degradation of soil and water, and overexploitation of native species (Lambin et al 2003; Foley et al 2005).

This process takes different forms and depends on circumstances, national, regional and local contexts, and government policies.

Forest transitions describe the idea asserts that stocks of forest change as societies undergo development, industrialization and urbanization. They occur at various scales and may characterize an entire country, a province within a country, or a county within a geographical region (Mather and Needle 1998).

The impact of a forest transition on biodiversity varies from place to place, and begin during a period of deforestation. Initially, natural areas decline in extent as growing forested lands conversion into agricultural areas to meet human populations demands (Rudel et al. 2005).

Socio-economic activities have been one of the most important factors for land cover change trajectories. In place of temporal series dates of change in satellite imageries, researchers are more focus on temporal land cover change trajectories (Mukesh and Vozenilek 2014).

Trajectory analysis is a new approach for land cover change research based on each pixel's in time serie (Skalos and Engstova 2010) developed for long term mapping. Temporal trajectory is using to identify land use trends over time among the relationships between the factors that shape the human-environment relation and their influence within a particular region (Boori and Amaro, 2011). The analysis of land cover trajectory provides the timing and nature of land cover changes and can also provide new information about what kind of land cover change occurred on landscape (Borri and Vozenilek 2014)

This paper presents land cover change trajectory analysis for forest, agriculture and others for five decades (1965, 1989 and 2015) in the São Carlos municipality, São Paulo, Brazil, highlighted the importance of understanding landscape dynamics for sustainability and conservation purposes. This research seeks to: 1. Carry the spatio-temporal variability of landscape trajectories in the municipal territory, (2). Evidence if land cover change trajectory can undermine the long-term environmental sustainability of reducing the negative environmental impacts of land use while maintaining ecosystem goods and services.

4.2.MATERIAL AND METHODS

4.2.1. Study area

The São Carlos municipality has an area of 1.136,907 km² and is located in the northeast region from São Paulo state, Brazil, between coordinates 47°30' e 48°30' Longitude West e 21°30' e 22°30' Latitude South (**Figure 8**).

4.2.2. Methods

The trajectories of land use changes for the São Carlos (SP) municipality was analyzed over a period of 50 years (1965-2014), based on information from topographic maps for the year 1965 (IBGE 1971), and Landsat imagery for 1989 and 2014.

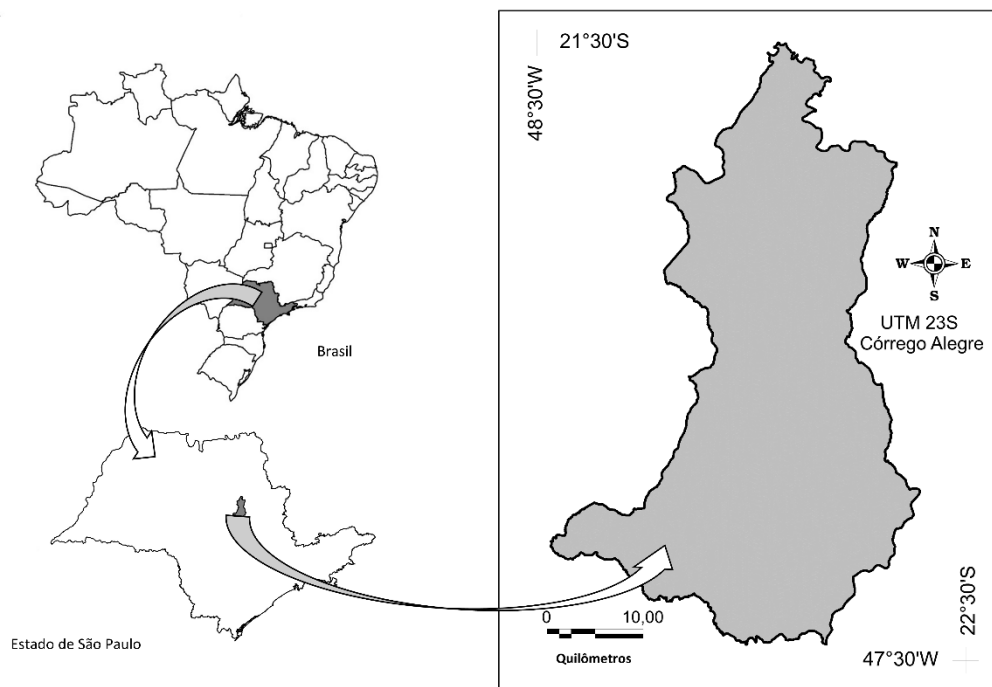


Figura 8. Location of São Carlos municipality, SP, Brazil.

The land use typologies for 1965 were obtained by vectorization of the thematic information from topographic maps of the study area (IBGE, 1971). The land use typologies for 1989 and 2014 were obtained through Landsat imageries with a pixel size of 30x30 m, collected in October, 24, 1989 (TM-5 sensor), and in June 07, 2014 (OLI sensor). The spectral bands 3, 4, and 5 were processed using the ENVI 4.7 software resulting in a R5G4B3 color composition for Landsat imagery. The land use typologies were discriminated (by object oriented classification method) through visual

interpretation (on screen digitizing) based on tone, texture and context (Crosta 1992; Moreira 2011).

To simplify for illustration purposes the spatial and temporal dynamics of landscape trajectories, it was defined three land use classes: forest (secondary forest, savanna and short-shrub savanna), agriculture (perennial and annual crops, bare soil, pasture, and forestry), and others (settlements, road network, industrial complexes, mining areas, and water bodies).

The spatial representation of trajectories of land use changes for the period 1965, 1989, and 2014 were obtained based on the IDRISI Selva software command CROSSTAB.

The conservative (Legal Reserves and Areas of Permanent Preservation) and punitive (environmental damages process) survey mechanisms, to protect natural vegetation on private farmland to São Carlos municipality, were based on Brazilian Forest Code.

Legal Reserves (LR) information (spatial distribution, area, and establishment period), between 1983 to 2014, were obtained through geodatabase from Coordination of Biodiversity and Natural Resources – Environmental Secretary of the State of São Paulo).

The Areas of Permanent Preservation (APPs) information (spatial distribution and area) were obtained through hydrographic map from the Geographic and Cartographic Institute (IBGE 1971). Areas of Permanent Preservation thematic map were overlaid with forest coverage map resulting in quantitative data to estimate total APPs percentage area.

The environmental damages processes, from 2004 to 2014, were obtained through documents registered in the Coordination of Environmental Inspection - Environmental Secretary of the State of São Paulo.

4.3. RESULTS AND DISCUSSION

Recent release of forest cover change estimates for Brazil provides an opportunity to assess variable forest transitions and explore its implications to promote sustainability. The trajectory of forest loss in Brazil between 2000 and 2010 (236,600 km²) had the most responsible expansion of agricultural activities, representing 65% of total deforestation in the period. In the corresponding period the expansion of pasture areas accounted for the other 35% of deforestation, totaling 127,200 km² of areas of the Amazon or the Atlantic Forest. Particularly, between 2010 to 2012, there was an increase in the processes of land use and cover in Brazil, where changes in the landscape reached 3.5% of the country. The expansion of the agricultural frontier has intensified, with the deforestation of an area of 77,520 km² (68% of total deforestation), while the expansion of planted pastures accounted for 28% of deforestation, or 32,120 km² (IDS 2015).

Natural landscape conversion for human use or changing management practices has also transformed a large proportion of the São Paulo state's land surface. By clearing Atlantic forest, practicing subsistence agriculture, intensifying sugar-cane production, or expanding urban centers, human actions are changing the province's landscape in expressive ways (Ribeiro et al. 2009). In a similar way patches of Cerrado (tropical savanna) are continuously under threat due the edges effects and also to following land use types around these remnants: pasture, annual crops, perennial crops,

sugar cane cultivation, forestry, settlement, road network, and industrial complexes (Durigan et al., 2007).

Landscape change through human influence for São Carlos municipal territory from 1994, shows that natural vegetation used to occupy 7% of the municipality total area, with savanna (2%), arboreal savanna (2.5%), semi-deciduous and riparian forests (1%), regeneration areas (1.5%), and the extinction of the semi-deciduous forest with *A. angustifolia* (Soares et al., 2003). A legal proceedings survey for São Carlos municipal territory only involving deforestation activities, from 1991 to 2000, identified the loss of 1,121.62ha of natural vegetation, roughly 100ha/year. This total of natural and semi natural vegetation area was estimated in 14.1% of the municipal territory total area (Cintra et al. 2006). The natural vegetation occupied 28% (31,776.4ha) of the São Carlos municipality total area, in 2012 (Bertini et al. 2015).

Multi-temporal information of the processes and patterns of land use change is particularly useful in cultural landscapes, where changes have been rapid. Furthermore this information provides the opportunity to understand how historical land use changes affect environmental and socio-economic sustainability. The spatial and temporal of land use and cover change trajectories for five decades (1965, 1989 and 2015) of the study area was illustrated in **Figure 9**. The time series of remote sensing data revealed that land use and cover changes do not take place in a progressive and gradual way to São Carlos municipality. Period of rapid and abrupt change (1965 – 1989) was followed by a recovery of forest areas (1989 – 2014) for a similar quantitative condition existing as 1989.

Agricultural land use and cover including pasture, perennial and annual crops, bare soil and forestry makes up the largest percent with 54.17%, 66.60% and 63.26% respectively for 1965, 1989 and 2014. Forest areas including secondary forest, savanna

and short-shrub savanna makes up the next largest land use, and occurs predominantly in areas with greater relief. Forest area decreased during the first period of study from 41.75% to 26.91% (1965 – 1989), but then reaches a subsequent recovery in the proportion of forested area (26.39%) during the second period (1989 – 2014). Others land use class (including settlement, road network, industrial complexes, mining areas, and water bodies) increased during all period (4.08%, 6.49%, and 10.35%, respectively for 1965, 1984, and 2014) (**Figure 9**). The expansion of the urban area in the 50-year period reflects a rapid and significant municipal population growth, with a population around 70,000 in 1965 to a total population of 238,958 inhabitants in 2014, with the potential to reach 241,389 in 2015 ([http //www.cidades.ibge.gov.br/](http://www.cidades.ibge.gov.br/)).

Change trajectories between the years 1965, 1989, and 2014 were compared on a pixel-by-pixel basis to examine possible land use change. Land use classification trajectories for 1965 – 1989 – 2014 are showed in **Figure 10**.

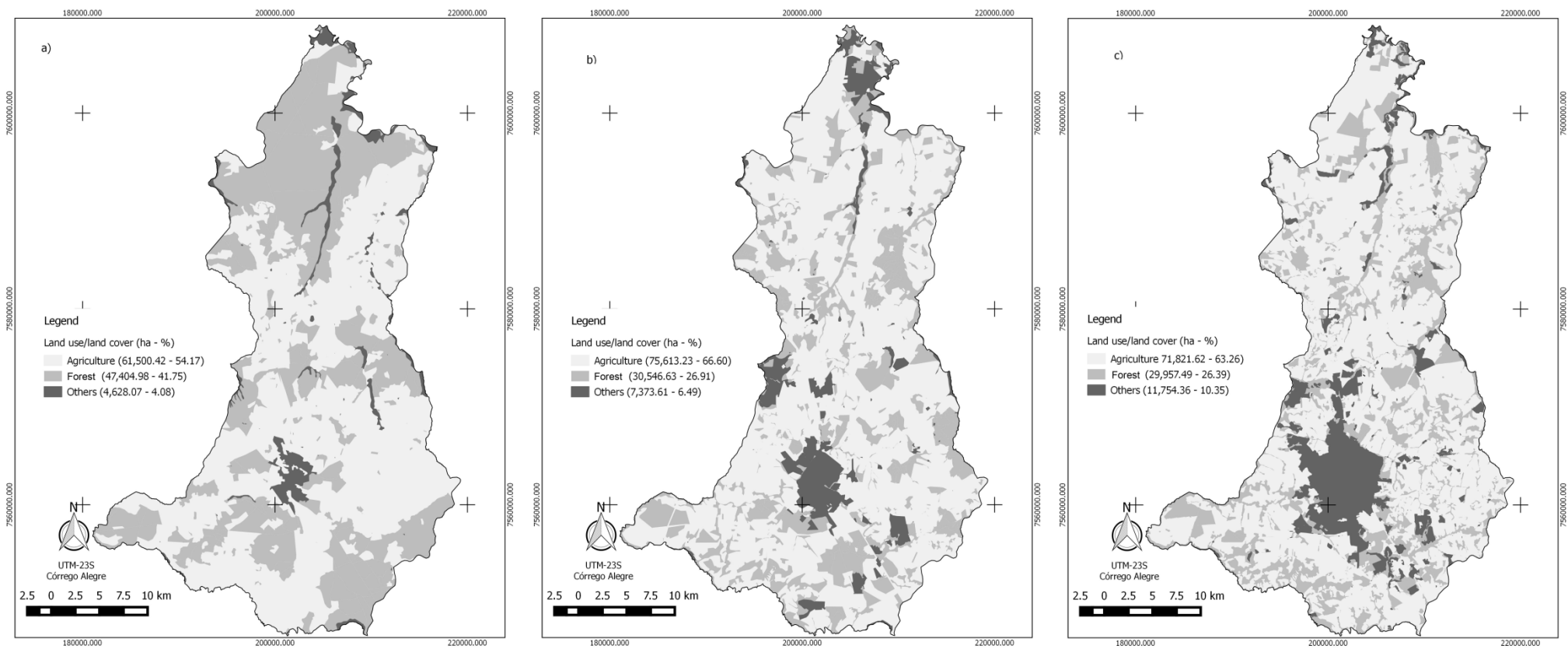


Figura 9. Land use and cover changes in São Carlos municipality for a) 1965, b) 1989 and c) 2014.

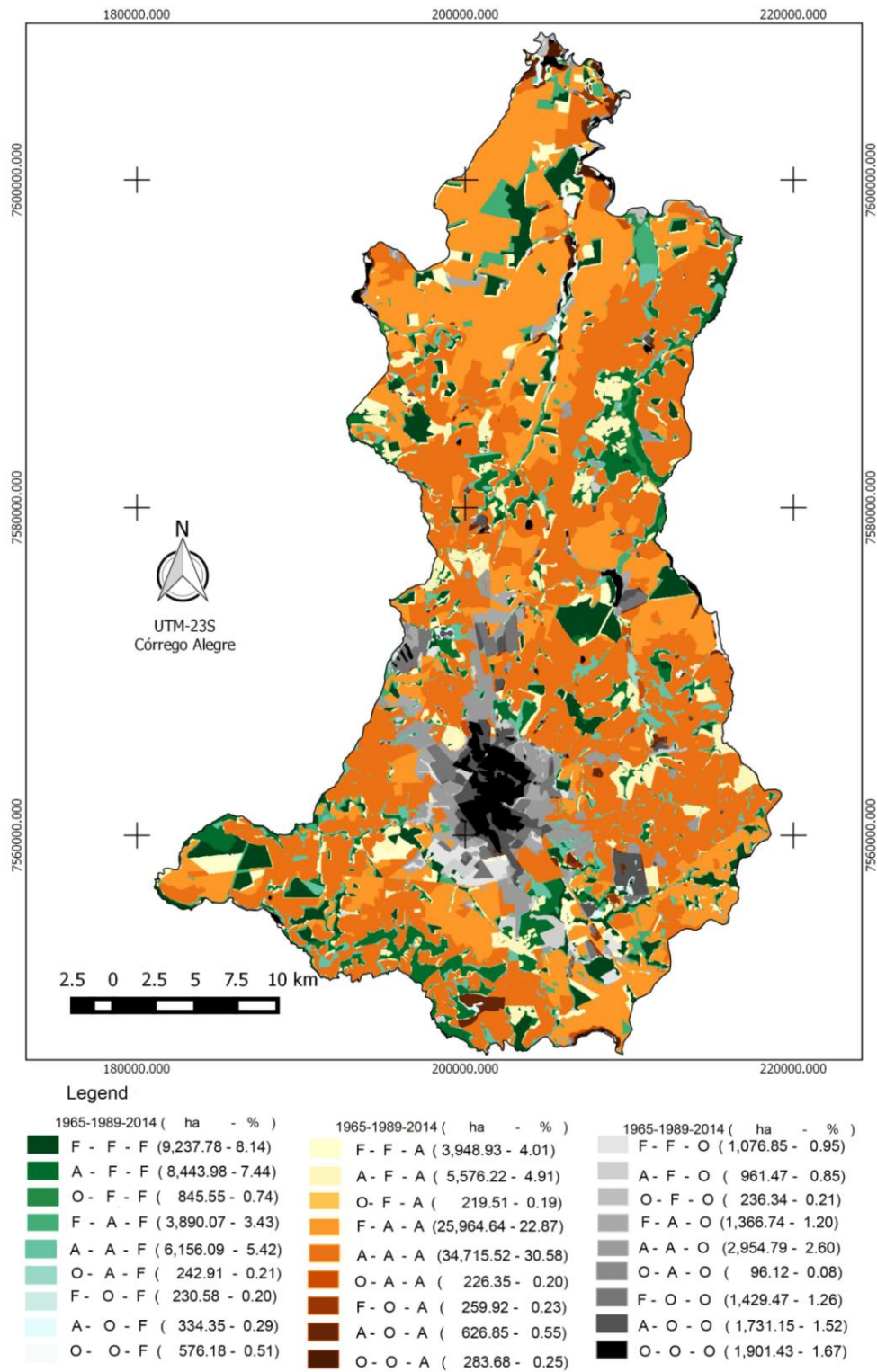


Figura 10. Land use classification trajectories for 1965 – 1989 – 2014 in the São Carlos municipality. “F” refers to forest, “A” agriculture, and “O” to other use classes (settlement, road network, industrial complexes, mining areas, and water bodies).

Around forty percent of the landscape remained in the same land use class from 1965 to 2014, with 9,237.78ha (8.14%) of forest (F – F – F), 34,715.52 ha (30.58%) of agriculture (A – A – A) and 1,901.43ha (1.67%) of others areas (O – O – O) in last five decades (**Figure 10**).

From the fraction of the total forest area in 2014 (26.39%), besides the one remained (9,237.78ha / 8.14% / F – F – F) in this type of use, the remaining fraction (18,25%) refers to: Forest area converted to other use types and returned to the forest condition (3.63% / F – A – F and F – O – F); transformation from agricultural area to forest area (13.15% / A – F – F; A – A – F, and A – O – F), and transformation from other land use types to forest areas (1.46% / O – F – F; O – A – F, and O – O – F) (**Figure 10**).

From the agriculture total area in 2014 (63.26%), around 34,715.52ha (30.58% / A – A – A) remained in the same type of use. Agriculture take the place of 30,173.49ha (27.11 %) of forest between 1965-2014 (1.4 % / F – F – A; 22.87 % / F – A – A, and 00:23 % / F O – A). Agriculture take the place of others of land use (729.54ha) between 1965-2014 (O – F – A / 0.19 %; O – A – A / 0.20 % , and O – O – A / 0.25 %) (**Figure 10**).

The others land use class in 2014 replaced 3.41% of areas occupied by forest in 1965 (F – F – O / 0.95%; F – A – O / 1.20%, and F – O – O / 1.26%). Others land use take the place of 5,647.41ha of agriculture land use between 1965-2014 (A – F – O / 0.85%; A – A – O / 2.60%, and A – O – O / 1.52%) (**Figure 10**).

During the first period (1965-1989), the main trajectories were dominated by deforestation transitions that led to the increase of agriculture land as a result of logging practices. In this first period, nearly 15.0% of São Carlos municipality was replaced by agriculture or other use class (**Figure 10**). It seems that these changes were induced by

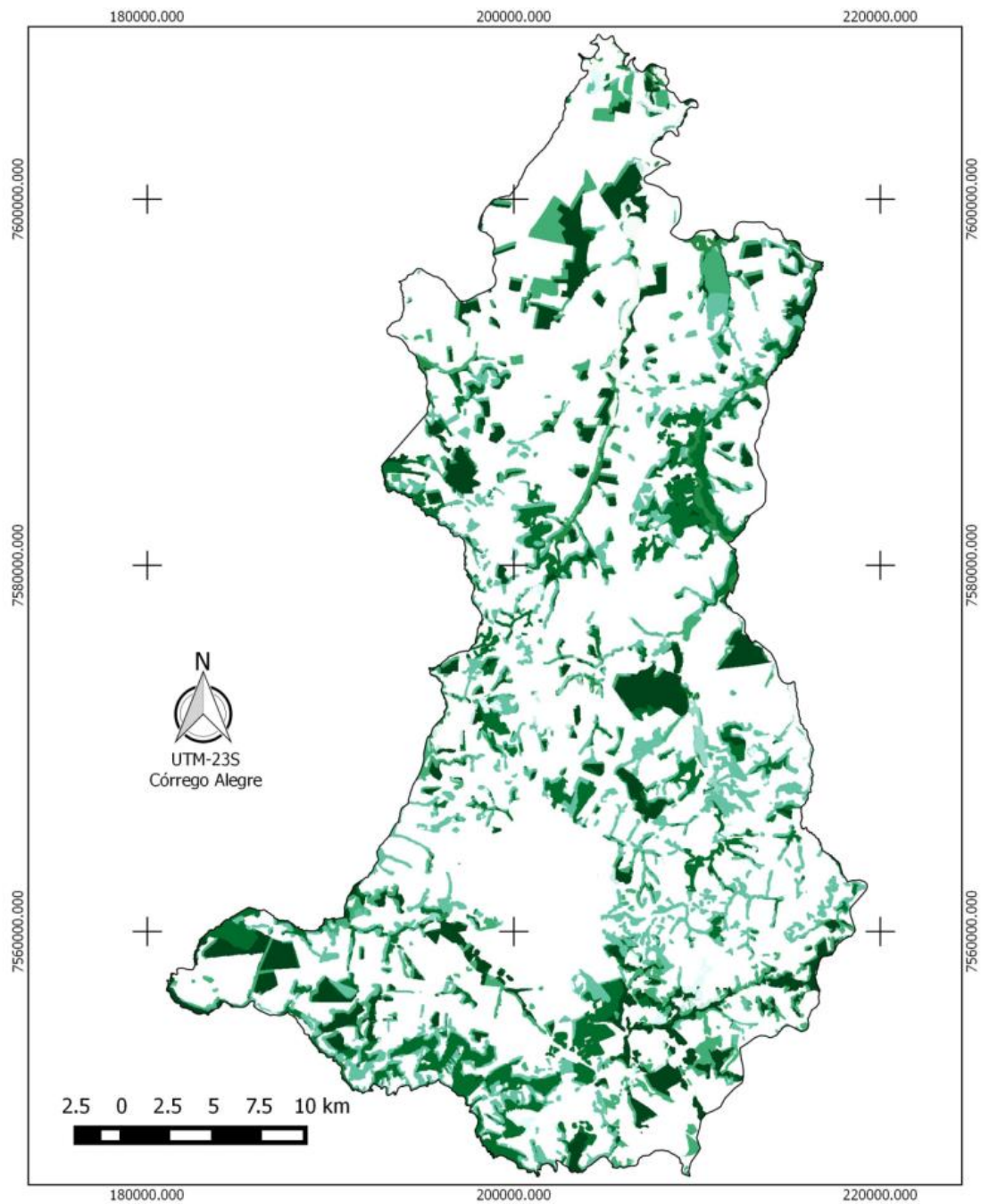
organized human activities that coincide with the local practical situation. Deforestation was caused by either permanent or sudden forces that take place in the municipal territory.

In the municipal territory, the period of random change, coincidentally of a large amount of deforestation coincides with the national process characterized by trade policies which opened up the economy to international trade in favour of alcohol production. The Brazilian National Alcohol Program (Proalcool) incentives, with the sugar cane expanded in São Paulo State from 1980. The Proalcool was created in 1975 to concentrate all the national efforts to increase the alcohol production and use. During phase one (1975–1979), the government policies searched to facilitate both distillery expansions and higher conversion rates in the mixture gasoline–alcohol. In phase two, from 1980, the Brazilian government kept authorizing and subsidizing the vast expansion of sugar cane production capacity and industrial investments in mills and in distilleries (Oliveira, 2002).

From **Figure 11**, most of the contiguity forest area is in the north and southeast of in 1965 was replaced ($F - F - A / 3.48\%$ and $F - A - A / 22.87\%$) by agriculture. Only 8.14% of São Carlos municipality was occupied by forest area that remains for five decades.

The study area suffers serious forest losses in a 50 years period, which has brought great damage to local biodiversity and to the local residents. In order to biodiversity conservation, the government takes measures to better the ecological environments.

In 2014, the vegetation in legally protected areas in São Carlos municipality occupied 23,085.91ha (20.6%), with 20,968.24ha (18.50%) of Legal Reserves and 2,387.67ha (2.10%) of Areas of Permanent Preservation (**Figure 12**).



Legend

1965-1989-2014 (ha - %)		1965-1989-2014 (ha - %)	
	F - F - F (9,237.78 - 8.14)		O - A - F (242.91 - 0.21)
	A - F - F (8,443.98 - 7.44)		F - O - F (230.58 - 0.20)
	O - F - F (845.55 - 0.74)		A - O - F (334.35 - 0.29)
	F - A - F (3,890.07 - 3.43)		O - O - F (576.18 - 0.51)
	A - A - F (6,156.09 - 5.42)		

Figura 11. Forest land use trajectory during 1965–1989–2014 in the São Carlos municipality. “F” refers to forest, “A” agriculture, and “O” other use classes.

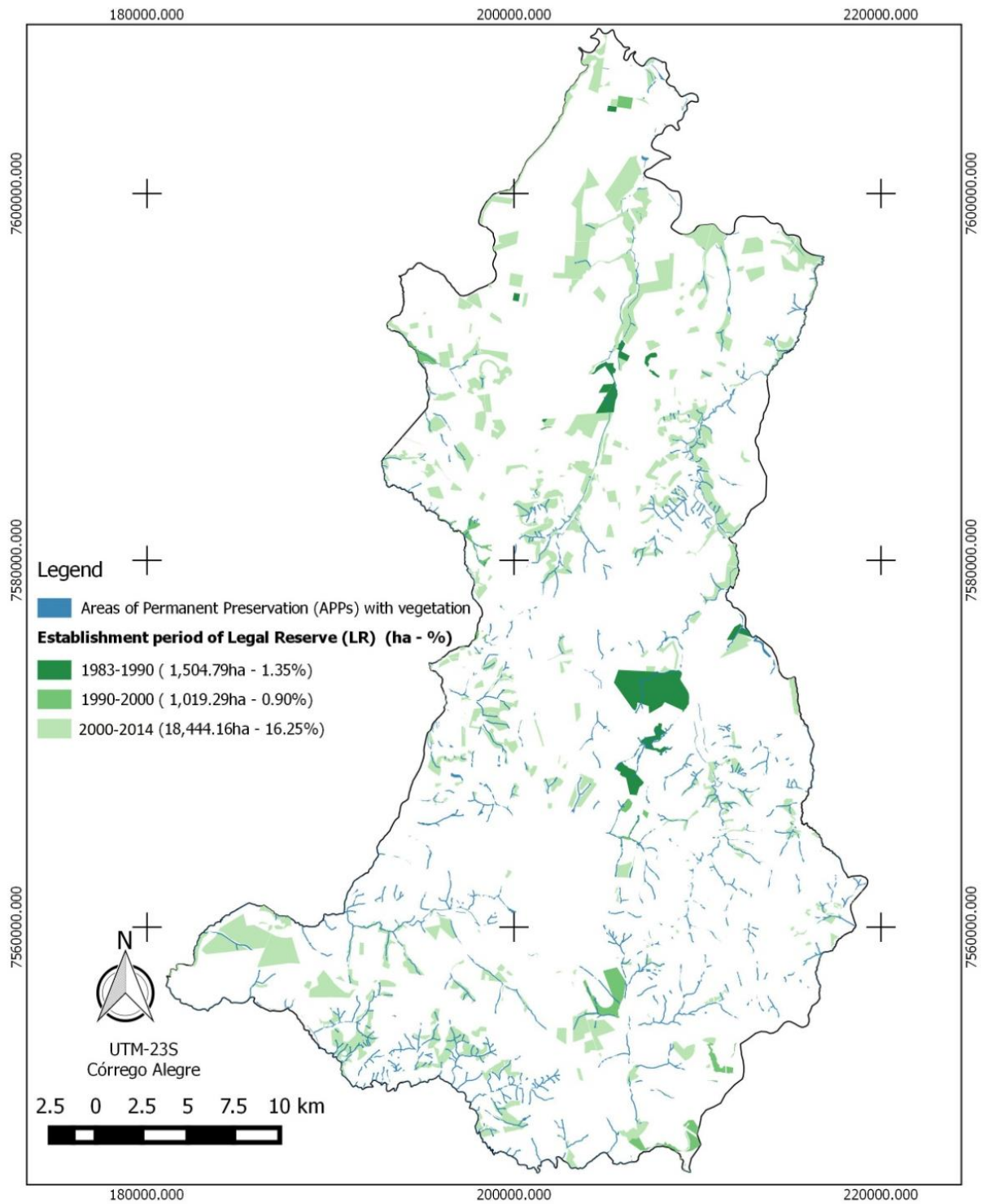


Figura 12. Legally protected areas in São Carlos municipality (Legal Reserves and Areas of Permanent Preservation) (ha and %).

The amount of remaining vegetation (6,871.58ha / 5.78%) of São Carlos municipality UTM-23S legally protected was more susceptible to anthropic occupation. This

unprotected natural vegetation would become under increased conversion pressure from agriculture to compensate for the lost production associated with the restrictions that apply on Areas of Permanent Preservation and Legal Reserves (Sparovek et al 2012).

The governance and law enforcement were important tools for re-conversion of current agricultural land to forest land in São Carlos municipality. The increase in vegetation area was associated with the establishment of Legal Reserves between 1999 and 2014 (**Figure 13**). The absence of establishment legal reserve between 2010 - 2014 may be explained by the reduction of legal requirements for conservation in substitutive Brazil's Forest Code. In July 2010, the Brazilian parliament began the analysis of a revision of Forest Code (Sparovek et al 2012).

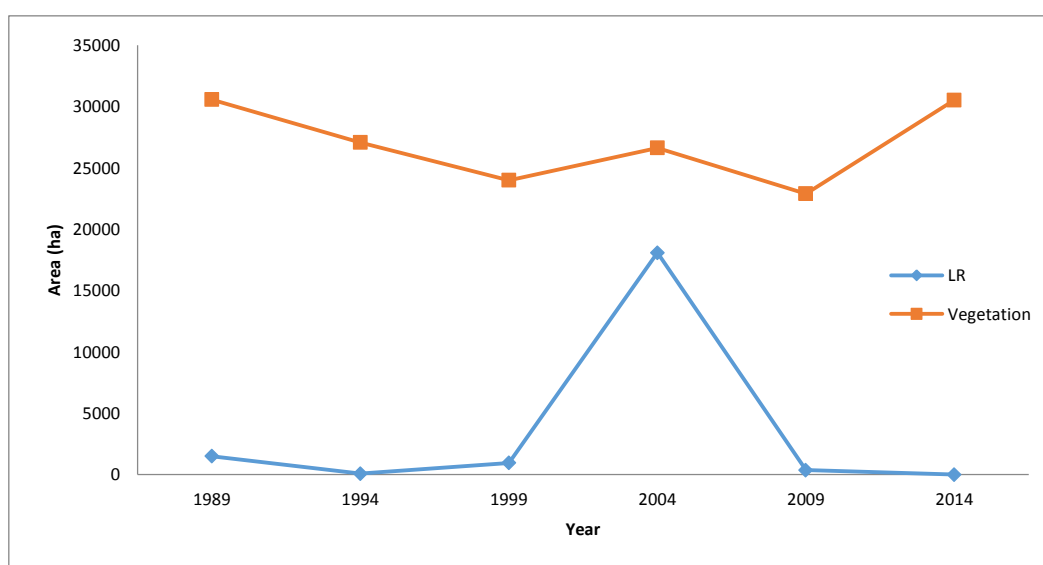


Figura 13. Establishment period of Legal Reserve areas and forest trajectory area in São Carlos municipality between 1989 - 2014.

The Brazilian Forest Code is the central piece of legislation regulating land use and management on private properties. This law was established in 1934 and created in 1965 (Law N° 4771, 15th September 1965), was amended by Law N° 7802 of 18th July, 1989 and the Temporary Act N° 1956-57, of 14st December 2000. The substitutive Forest

Code (Law N° 12.651, 25th May 2012) reduced requirements for protection of natural vegetation on private farmland and allowed protect natural vegetation outside the farm (Soares-Filho et al 2014).

The Brazilian Forest Code required landowners to conserve native vegetation on their rural properties through two mechanisms: Legal Reserves and Areas of Permanent Preservation. The Brazilian Forest Code presents the guidelines for establishment of Legal Reserves, which include forests, excluding the APP. The size of the Legal Reserves corresponds to a percentage of the property's total area of rural that varies according to their location in the country. In State of São Paulo, the percentage to be retained is 20% of the total property. Areas of Permanent Preservation's include riparian areas that protect riverside forest buffer and hilltop areas with high elevations and steep slopes.

The establishment of Legal Reserves and Areas of Permanent Preservation can be considered a preventive environmental practice that requires not only the defense against imminent damages, but that also encourages the protection and regular use of the natural resources (Cintra et al, 2006). Furthermore, the Brazilian legislation has punitive mechanisms related to denouncement of environmental damage.

In São Carlos municipality, forest area increase between 2010 and 2014 can be associated with the actions to environmental damage repair (**Figure 13**). There were 126 occurrences in this period (2010 – 2014), compared to a total of 194 occurrences between 2003 and 2014.

The punitive approach penalizes legally the infringer to repair the effects of environmental damages, for example, when damage related deforestation is identified, an official document (Environmental Recovery Commitment Agreement / TCRA) is

signed by the infringer and environmental agencies, to formalize measures to be implemented for native vegetation recovery/restoration.

4.4. CONCLUSION

Accurate land use change trajectories analysis was useful for devising future changes for landscape sustainability and planning strategies for territorial municipality. A very important process to estimate the rate, pattern and type of land cover change trajectories in order to predict changes for sustainable development.

Such changes, often caused by the interaction of climatic and land use factors, have an important impact on ecosystem processes. However the land cover changes for São Carlos municipality data – deforestation, changes in the extent of cultivated lands, and urbanization – are processes of conversion that are not strongly affected by interannual climatic variability.

The present level of the local biodiversity in São Carlos municipality is related to 29,957.49ha (26.39%) of forested area, set by a change in landscape structure with reduction in size, increase in number and in the isolation of the fragments, and loss of landscape connectivity (**Figure 12**).

The question is what amount of forest area should be remain under current trends and policies given trade-offs with economic development and agriculture?

According review carried out by Andrén (1994) and Fahrig (2003), based on species of temperate areas, it can be considered a threshold of around 30% of remaining habitat, above which the effects of biodiversity loss would be due to habitat loss. Below this threshold there would be a drastic effect on the spatial distribution of the habitat.

However, this threshold has no empirical support, as shown by results obtained in tropical regions reporting fragmentation effects on habitat loss process (Develey and Metzger 2006). However, there is evidence that landscapes with less than 30% of natural habitat tend to have only small fragments and isolated, thus supporting impoverished communities, and this for different taxonomic groups (Martensen et al 2008;. Metzger et al 2009.).

Thus, the threshold of 30% could be considered as the lower limit of forest that should have a managed landscape by man to balance the economic use and biodiversity conservation (Metzger 2010). However, even considering the area values of Legal Reserve and Permanent Protection Areas (**Figure 12**) the municipality of São Carlos doesn't have a forest cover area above this threshold.

São Carlos municipality has achievement in reducing landscape deforestation. However, this profit is not yet assured. Our study suggests that Forest Code will allow additional deforestation facing local developmental actions. Fortunately, government initiatives are aligning to assist conservation efforts at expanding legally protected areas at São Carlos municipality. These implementing regional strategies can support the complete set of ecosystem services, and get improve the managed landscape sustainability.

ACKNOWLEDGMENTS

Financial support was provided by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

4.5.REFERENCES

ANDRÉEN H 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.

BERTINI MA, FUSHITA AT AND LIMA MIS. 2015. Vegetation coverage in hydrographic basins in the central region of the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. Preprint.75 (4).

BOORI MS and AMARO VE, 2011. Natural and eco-environmental vulnerability assessment through multi-temporal satellite data sets in Apodi valley region, Northeast Brazil. *Journal of Geography and Regional Planning* 4: 216-230.

BORRI MS and VOZENILEK V, 2014. Remote Sensing and Land Use/land Cover Trajectories. *J. Geophys Remote Sensing* 3: 123.doi:10.4172/2169-0049.1000123.

CINTRA, RHS; SANTOS, JE; MOSCHINI, LE; PIRES, JSR; HENKE-OLIVEIRA, C. 2006. Qualitative and quantitative analysis of environmental damages through instauration and registers of lawful documents. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 989-999.

CROSTA, A.P. 1992. *Remote Sensing Digital Image Processing*. Campinas IG/UNICAMP, 173p.

DeFRIES RS, FOLEY JA and ASNER GP. 2004. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(5): 249-257.

DEVELEY PF and METZGER JP 2006. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic forests: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem. In Laurance WF and Peres CA (eds.). *Emerging Threats to Tropical Forests*. Chicago. University of Chicago Press. P. 269-290.

DURIGAN G, SIQUEIRA MF and FRANCO GADC. 2007. Threats to the cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. *Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)*.64 (4): 355 - 363.

IDS /Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil: 2015 / IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais [e] Coordenação de Geografia. – Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 352p. – (Estudos e Pesquisas. Informação Geográfica, ISSN 1517-1450; n. 10).

FAHRIG L 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*, 34: 487-515.

FOLEY JA, DeFRIES R, ASNER GP, BONAN G, CARPENTER SR, CHAPIN FS, COE MT, DAILY GC, GIBBS HK, HELKOWSKI JH, HOLLOWAY T, HOWARD EA, KUCHARIK CJ, MONFREDA C, PATZ JA, PRENTICE IC, RAMANKUTTY N and SNYDER PK. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570 – 574.

LAMBIN E F, GEIST HJ and LEPERS E. 2003. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 205 – 241.

MARTENSEN AC, PIMENTEL RG and METZGER JP 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141: 2184- 2192.

MATHER A, NEEDLE C. The Forest transition: a theoretical basis. *Area* 30: 117 – 124, 1998.

METZGER JP. 2010. O Código Florestal tem Base Científica? *Natureza & Conservação* 8(1): 92 – 99.

METZGER JP, MARTENSEN AC, DIXO M, BERNACCI LC, and RIBEIRO MC. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142: 1166-1177.

MONTEIRO M A. 2011. *Remote Sensing Fundamentals and Application Methods*, 4th ed., Brazil: UFV, 422 p.

OLIVEIRA J A. The policymaking process for creating competitive assets for the use of biomass energy: the Brazilian Alcohol Programme. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 6: 129–140, 2002.

RIBEIRO MC, METTZGER JP, MARTENSEN AC, PONZONI FJ and HIROTA MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141 – 1153.

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

SKALOS J and ENGSTOVA B. 2010. Methodology for mapping non-forest wood elements using historic cadastral maps and aerial photographs as a basis for management. *Journal of Environmental Management* 91: 831-843.

SPAROVEK G, BERNDES G, BARRETO AGOP, LEONAME I and KLUG F. 2012, The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science & Policy* 16: 65 – 72.

SOARES-FILHO B, RAJÃO R, MACEDO M, CARNEIRO A, COSTA W, COE M, RODRIGUES H and ALENCAR A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344: 363-364.

SOARES J.J., SILVA D.W. AND LIMA M.I.S., 2003. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. *Braz. J. Biol.* 63(3): 527-536.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho, foi possível observar padrões da paisagem do município de São Carlos desde 1965 até 2014. No primeiro capítulo, com a dinâmica do uso de uso e ocupação da terra discutimos as implicações das mudanças nos componentes, natural e antropogênico, do território municipal de São Carlos. Depois, com o auxílio de indicadores estruturais da paisagem, foi possível quantificar a sustentabilidade do território municipal. Por fim, foi feita a análise da composição temporal da trajetória dos principais tipos de uso e cobertura da terra.

Podemos concluir que as três funções ambientais do uso de terra mais afetadas foram (1) a provisão de recursos abióticos, que correspondem ao papel da mudança no uso da terra que regula a oferta e qualidade de água, ar e minerais, (2) a disponibilização de recursos bióticos, que se relacionam com a capacidade do território em suportar a biodiversidade e (3) a manutenção dos processos ecossistêmicos relacionados com a produção agrícola, ciclagem de nutrientes e formação do solo.

Todas essas funções são diretamente relacionadas com o nível de uso de solo antropogênico (agrícola e urbano). A transformação, em escala regional, dos Sistemas Suporte de Vida para condições cada vez mais antropogênicas, acarreta a diminuição do potencial da sustentabilidade regional, devido à perda dos recursos naturais e das funções ambientais que determinam a qualidade ambiental da paisagem necessária para a manutenção do desenvolvimento econômico e social. Também resultam na perda das formas de biodiversidade (genética, de espécies e de hábitat) que proporcionam os bens e serviços ambientais para o atendimento do bem-estar humano, incluindo as necessidades básicas na forma de alimento, água, substâncias medicinais, etc.

É importante então, definir do tamanho da área do território municipal que pode ser convertida (alterada) para uso humano, em relação a condição mínima de naturalidade da paisagem assegurada pela continuidade de ecossistemas naturais funcionais. Ou mesmo, quais áreas devem ser conservadas e/ou restauradas para que sejam diminuídas as pressões sobre a biodiversidade remanescente em uma determinada região, na perspectiva de que sejam reestabelecidos os bens e serviços proporcionados ao bem-estar humano.

O município de São Carlos, na atualidade, possui um número abaixo do limiar de 30% de área natural que deve ser mantido para um território gerido pelo homem para equilibrar o uso econômico e a conservação da biodiversidade e este número ainda pode ser reduzido se levado em conta que o Novo Código Florestal permitirá desmatamento adicional voltado para ações de desenvolvimento local. Um ponto positivo é o fato de que as iniciativas do governo estão se alinhando para ajudar os esforços de conservação na expansão das áreas legalmente protegidas no município de São Carlos. Estas estratégias regionais de aplicação pode suportar o conjunto completo de serviços ecossistêmicos, e obter melhorar a sustentabilidade da paisagem gerenciada.

Este trabalho então pode ser visto como como uma abordagem provocativa, cientificamente e experimentalmente fundamentada para que os planejadores e tomadores de decisão possam discutir a implementação de políticas e para ampliar o conhecimento sobre o desenvolvimento e sustentabilidade ambiental do município. O cenário resultante mostra a importância de uma atitude pró-ativa em relação ao ambiente, e destaca os fatores de mudança que podem ser o foco das agências de gestão e planejamento ambiental, resultando em melhores políticas para atividades em áreas protegidas pré- estabelecidas.